

KATHERIN PRISSILA SEVILLA ZELAYA

**CARACTERIZAÇÃO DE BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO E BAGAÇO
DE CANA-DE-AÇÚCAR E EFEITOS NO CULTIVO DE BETERRABA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Produção Vegetal, do Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Produção Vegetal.

Área de Concentração: Produção Vegetal

Orientador: Dr. Luiz Arnaldo Fernandes

Coorientador: Dr. Fernando Colen

Montes Claros - MG

2016

VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

S511c
2016

Sevilla, Katherin.

Caracterização de biocarvão de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar e efeitos no cultivo de beterraba / Katherin Prissila Sevilla Zelaya. Montes Claros: UFMG, 2016.

71 f.: il.

Dissertação (mestrado) - Área de concentração em Produção Vegetal, Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Agrárias.

Orientador(a): Luiz Arnaldo Fernandes.

Banca examinadora: Fernando Colen, Leidivan Almeida Frazão, Alfredo Napoli.

Inclui referências: f. 62-71.

1. Biochar. 2. *Beta vulgaris* L. 3. Carbono orgânico do solo. I. Fernandes, Luiz. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Agrárias. III. Título.

CDU: 631.4

ELABORADA PELA BIBLIOTECA COMUNITÁRIA UNIVERSITÁRIA
DO ICA/UFMG

KATHERIN PRISSILA SEVILLA ZELAYA

**CARACTERIZAÇÃO DE BIOCARVÃO DE LODO DE ESGOTO E BAGAÇO
DE CANA-DE-AÇÚCAR E EFEITOS NO CULTIVO DE BETERRABA**



Luiz Arnaldo Fernandes

Orientador

ICA / UFMG

Aprovada em 18 de outubro de 2016

Montes Claros – MG

2016

A Dios;

A mi patria Nicaragua, "*Si la patria es pequeña uno
grande la sueña*" (Rubén Darío);

A mi madre, Xiomara Zelaya y a mi mami Coco, Socorro
Sequeira.

Por su amor, apoyo, esfuerzo y esmero.

Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus por ser a fonte de sabedoria e inteligência, doador de vida e amor, dono de toda glória em todo tempo!

A meu pai Hector Sevilla, que com conselhos, largas conversas, força e inspiração, me ensinou a ver a vida como uma vencedora. A minha mãe, mulher de força e sabedoria que por mais que cai se levanta e sempre segue em frente, lançando-me a viver com coragem e valentia, sem olhar para atrás. A meu irmão, meu pequeno que me lembra de que não estou sozinha.

A minha Mami Coco, que com amor me ensinou a avançar, a confiar, passo a passo, sabendo que tenho quem me ampara. A meu Papi Toño quem sempre me deu palavras de benção.

A meu noivo Ismael Alemán, uma benção em minha vida que com paciência, amor e sinceridade me sustentava ainda na distância, fortalecendo nossa união a cada dia.

A mami Beatriz, meu tio Antônio Sevilla e a toda minha família, berço de valores, refúgio e renovação que me ensinaram a prosseguir para o alvo.

A Geralda Costa e família que me acolheram como parte deles, proporcionando-me momentos em família. A Josi, Kátia e Laura, que foram primordiais durante a fase experimentação com esforço e vontade de ajudar. A meus amigos Juan Sebastian, Elizene, Paulo, Juliana Jimenez, Ricardo, David, Camila e Jailson, colegas de turma, membros da igreja Batista da Ressurreição e companheiros de projetos missionários que foram pessoas excepcionais e com as quais compartilhei experiências que enriquecem a minha vida.

A meu orientador Luiz Arnaldo Fernandes e família, que mais que uma excelente orientação acadêmica, me proporcionou apoio, ajuda, exemplo, paciência, disposição e, desde o início, me fez sentir parte da sua família. Com carinho, sempre serei agradecida ao seu acolhimento, Deus me abençoou com vocês.

A Universidade Federal de Minas Gerais e OEA - GCUB, pela oportunidade, e pela bolsa CAPES-CNPQ em contribuição a minha linda Nicarágua. Aos professores inspiradores e de grande conhecimento como

Leidivan, Regynaldo, Alcinei, Cândido e Fernando Colen - meu coorientador, exemplo de fé, com muitas idéias e conselhos. Ao membro externo da minha banca prof. Alfredo Napoli, quem proporcionou sugestões relevantes que enriqueceram o trabalho.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo por meio do Programa PROCAD da CAPES - 2013, que permitiram realizar parte das análises de complementação à minha pesquisa sob a orientação dos professores Cassio Hamilton Abreu e Brigitte J. Feigl, e dos técnicos de grande espírito profissional e humano. A Mônica Lanzoni pela análise de MEV feita no NAP / MEPA ESALQ / USP com preparo de amostras no Laboratório de Histopatologia e Biologia Estrutural de plantas CENA-USP.

A COPASA pela doação de lodo de esgoto da estação de tratamento para a experimentação.

Enfim, a cada uma das pessoas que Deus me permitiu conhecer nesta etapa de minha vida. Meu muito obrigado, Deus os abençoe.

Katherin Prissila Sevilla Zelaya

“O temor do SENHOR é a chave
da sabedoria e conhecer a
Divindade é alcançar o pleno
sentido do conhecimento”.
Provérbios 9:10

RESUMO

Os objetivos do estudo foram caracterizar biocarvões produzidos a partir de lodo de esgoto (BL) e da mistura de lodo de esgoto com bagaço de cana-de-açúcar (BBL) e avaliar seus efeitos nos atributos químicos do solo e na produção e nutrição mineral de plantas de beterraba. Os biocarvões foram produzidos por meio do processo de pirólise a 450° C. O experimento foi conduzido em casa de vegetação do ICA / UFMG de Julho a Outubro de 2015 em delineamento experimental inteiramente casualizado, com sete tratamentos e cinco repetições, que corresponderam a níveis crescentes de BBL: 0; 2,5; 5; 7,5 e 10% (volume / volume) e dois controles: adubação mineral (NPK) e dose intermediária de BL (5%). Todos os tratamentos com biocarvão tiveram adição de fosfato natural reativo “Bayovar”. O solo utilizado foi um Latossolo Vermelho Amarelo de baixa fertilidade natural. Inicialmente, o solo com os respectivos tratamentos com biocarvão e fosfato natural foram incubados por um período de 45 dias, em vasos de 4 dm⁻³ de capacidade. O mesmo procedimento foi adotado para o tratamento com adubação mineral, sendo o solo incubado apenas com corretivo da acidez do solo. Após a incubação, mudas de beterraba, produzidas em substrato comercial, foram transplantadas e cultivadas durante 55 dias. Amostragens de solo de cada vaso foram coletadas após os 45 dias de incubação e após os 55 dias de transplântio das mudas. Os biocarvões e solo foram analisados quanto aos teores de nutrientes, Cr, Cd e Pb, fracionamento físico da matéria orgânica e composição isotópica $\delta^{13}\text{C}$. As plantas de beterraba foram divididas em: parte aérea, raízes tuberosas e raízes finas para a determinação da massa seca e dos teores de nutrientes, Cr, Cd e Pb. Os teores de nutrientes, Cd e Pb dos biocarvões ficaram abaixo dos limites estabelecidos pela legislação brasileira. A adição de bagaço de cana-de-açúcar ao lodo de esgoto aumentou o rendimento e qualidade do biocarvão. A aplicação de biocarvões teve efeito corretivo sobre os componentes da acidez do solo, aumentou a disponibilidade de nutrientes, de carbono orgânico do solo e alterou a composição isotópica do solo. A dose de BBL aumentou a massa seca das plantas de beterraba e favoreceu a produção de raízes finas. Os teores Fe,

Mn, P, Mg nas plantas para todos os tratamentos ficaram acima de valores adequados de referência, porém não ocorreram sintomas de fitotoxidez. Por outro lado, os teores de Pb e Cd ficaram abaixo do limite de detecção. Dessa forma, o biocarvão teve influência positiva no melhoramento das propriedades químicas de solo e produtividade da beterraba, podendo ser considerado como um manejo adequado para os resíduos avaliados.

Palavras-chave: Biochar; carvão pirogênico; *Beta vulgaris* L.; adubação orgânica; pirólise; carbono orgânico do solo.

ABSTRACT

The objectives of the study were to characterize biochars produced from sewage sludge (BSS) and sewage sludge mixed with sugarcane bagasse (BBSS) and to evaluate the effects on soil chemical properties and production and nutrition mineral of beet's plants. The biochars were producing through pyrolysis process on 450° C. The experiment was conducted in greenhouse of the ICA / UFMG, from July to October 2015, in a completely randomized design, with seven treatments and five repetitions, corresponding to increasing levels of BBSS 0; 2.5; 5; 7.5 to 10% (volume / volume) and two controls: mineral fertilizer (NPK) and intermediate dose BL (5%). All the treatments with biochar had reactive phosphate "Bayovar" addition. The soil used was a Yellow Oxisol of low natural fertility. Initially, the soil with their respective treatments with biochar and natural phosphate were incubated for a period of 45 days in pots of 4 dm⁻³ capacity. The same process was adopted for treatment with mineral fertilizer, incubated only with corrective of soil acidity. After incubation, beet seedlings produced in commercial substrate were transplanted and cultured for 55 days. Soil samples were collected from each pot after 45 days of incubation and after 55 days of transplanting the seedlings. The biochars and soil were analyzed for nutrient content, Cr, Cd and Pb, physical fractionation of organic matter and $\delta^{13}\text{C}$ isotopic composition. Beet's plants were divided into aerial part, tuberous roots and fine roots for the determination of dry matter and nutrient content, Cr, Cd and Pb. The nutrients contents, Cd and Pb of biochars were below the limits established by Brazilian legislation. The addition of sugarcane bagasse to sewage sludge increased the yield and quality of biochar. The application of biochars had corrective effect on the components of soil acidity, increased nutrient availability, soil organic carbon and change the isotopic composition of the soil. BBL doses increased the dry mass of beet's plants and favored the production of fine roots. The contents of Fe, Mn, P, Mg in the plants for all treatments were above adequate reference values, but there was not symptoms of phytotoxicity. On the other hand, the Pb and Cd contents were below the detection limit. In this way, biochar had a positive effect in

improving the chemical properties of soil and sugar beet productivity; it can be considered as proper waste management evaluated.

Keywords: Biochar; pyrogenic charcoal; *Beta vulgaris* L.; organic fertilizer; pyrolysis; soil organic carbon.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esquema de condução do experimento.....	28
Figura 2 – Comparação energética de biocarvão derivado lodo de esgoto com carvão vegetal	35
Figura 3 – Micrografias de biocarvão de lodo de esgoto em microscopia eletrônica de varredura com diferentes aumentos: 430 (a), 7500 (b), 1700 (c), 2200 (d), 750 (e) e 130 (f) vezes	36
Figura 4 – Micrografias de biocarvão de lodo de esgoto + bagaço de cana-de-açúcar em microscopia eletrônica de varredura com diferentes aumentos: 700 (a), 600 (b), 200 (c), 180 (d), 370 (e) e 1200 (f) vezes.....	37
Figura 5 – Percentagem de frações da matéria orgânica do solo no teor total de C. FL>50 (Fração leve), FP>50 (fração areia) e F<50 (fração silte e argila) antes e após do cultivo da beterraba.....	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Propriedades do biocarvão derivado de lodo de esgoto (BL) e mistura de lodo de esgoto com bagaço de cana-de-açúcar (BBL) em comparação com os resíduos sem pirólise e resolução CONAMA 375	32
Tabela 2 – Composição química do biochar de lodo de esgoto (BL) e do biochar da mistura de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar em relação a um kg das respectivas matérias-primas antes da pirólise e quantidades de nutrientes, cádmio e chumbo adicionadas ao solo pelos biochars.....	33
Tabela 3 - Propriedades químicas do solo em função dos níveis do BBL em comparação com tratamento convencional e tratamento com BL, antes e após do cultivo da beterraba	39
Tabela 4 – Equações de regressão relacionando propriedades químicas do solo com os níveis de BBL aplicados.....	40
Tabela 5 – Teores de micronutrientes e Cd, Pb e Cr disponíveis no solo em função dos níveis do BBL em comparação com tratamento convencional e tratamento com BL, antes e após do cultivo da beterraba	42
Tabela 6 – Equações de regressão relacionando micronutrientes e Cd, Pb e Cr do solo com os níveis de BBL aplicados	43
Tabela 7 – Matéria seca da parte aérea (MSPA), Matéria seca raiz tuberosa (MSRT) e Matéria seca raiz fina (MSRF), estimada da beterraba em função dos níveis de BBL em comparação com tratamento de biocarvão de lodo de esgoto e adubação mineral	45
Tabela 8 – Equações de regressão relacionando produção de matéria seca da beterraba com os níveis de BBL aplicados.....	45
Tabela 9 – Teor de macronutrientes na parte aérea (PA) e raiz tuberosa (RT) da beterraba cultivada com diferentes níveis de BBL em comparação com adubação mineral e BL	46
Tabela 10 – Equações de Regressão dos teores de macronutrientes da parte aérea e raiz tuberosa nas beterrabas em resposta dos níveis de BBL	48
Tabela 11 – Equações de Regressão do acúmulo de macronutrientes da parte aérea e raiz tuberosa nas beterrabas em resposta dos níveis de BBL	49
Tabela 12 – Teor de micronutrientes na parte aérea (PA) e raiz tuberosa (RT) da beterraba cultivada com diferentes níveis de BBL em comparação com adubação mineral e BL	51
Tabela 13 – Acúmulo de micronutrientes na parte aérea (PA) e raiz tuberosa (RT) da beterraba cultivada com diferentes níveis de BBL em comparação com adubação mineral e BL (2 plantas por vaso).....	52
Tabela 14 – Equações de Regressão dos teores e acúmulos de micronutrientes da parte aérea e raiz tuberosa nas beterrabas em resposta dos níveis de BBL	53
Tabela 15 – Caracterização do fracionamento físico da matéria orgânica do solo em percentagem	54
Tabela 16 – Contribuição dos níveis BBL ao carbono do solo em relação aos tratamentos de BL e adubação mineral	57

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANVISA - Agência Nacional de Vigilância Sanitária

BLS - Bagaço e Lodo Seco

BL- Biocarvão de lodo de esgoto

BBL - Biocarvão de Bagaço e Lodo de esgoto

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COPASA - Companhia de Saneamento

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

LS - Lodo Seco

MAPA - Ministério de Agricultura Pecuária e Abastecimento

MEV - Microscopia Eletrônica de Varredura

MSPA - Matéria Seca Parte Aérea

MSRT - Matéria Seca Raiz Tuberosa

MSRF - Matéria Seca Raiz Fina

PNUMA - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

TC - Tratamento Convencional

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket (Reator anaeróbio de fluxo ascendente)

UFMG - Universidade Federal de Minas Gerais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivos específicos.....	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
3.1	Produção de Biocarvão	18
3.2	Resíduos com potencial para produção de biocarvão	20
3.3	Valorização energética do lodo de esgoto	21
3.4	Potencial de sequestro de carbono do biocarvão	22
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	25
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	31
5.1	Caracterização do biocarvão.....	31
5.2	Efeito do biocarvão nas propriedades químicas do solo.....	38
5.3	Produção e nutrição das plantas de beterraba	44
5.4	Fracionamento físico da matéria orgânica do solo	53
6	CONCLUSÕES	59
7	CONSIDERAÇÕES FINAIS	60
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	62

1 INTRODUÇÃO

A necessidade de satisfazer às novas e crescentes demandas das populações gera inúmeros conflitos de ordem econômica, social e ambiental. A produção imediata em um sistema linear incentivado pelo setor econômico leva a um esgotamento dos recursos naturais e a uma grande produção de resíduos. Da resposta desses conflitos surge o conceito de sustentabilidade.

Na contribuição com essa procura é importante o desenvolvimento e implementação de tecnologias de aproveitamento de resíduos de modo a poupar ou diminuir o impacto sobre os recursos naturais e dar um destino ambientalmente adequado para os mesmos.

Dentre os resíduos orgânicos com potencial de poluição ambiental, destacam-se os lodos de esgoto. De acordo com a Resolução Conama Nº 375, de 29 de agosto de 2006 (BRASIL, 2006), a produção de lodo de esgoto tende a um aumento no mínimo proporcional ao crescimento da população humana, sendo a solução para sua disposição imprescindível. Ainda segundo a resolução, o lodo de esgoto é uma fonte potencial de riscos à saúde pública e ao meio ambiente, por conter e potencializar a proliferação de patógenos, elementos traços, metais pesados e compostos orgânicos persistentes, o que limita as possibilidades de disposição final.

Diante disso, a transformação de resíduos orgânicos em biocarvão para uso na agricultura apresenta-se como uma alternativa vantajosa ambientalmente quando comparado a outras práticas de destinação final. No entanto, é necessário conhecer a composição química e física dos biocarvões produzidos, assim como os seus efeitos em longo prazo para o meio ambiente.

O termo biocarvão ou biochar, foi idealizado a partir da observação e conhecimento da denominada Terra Preta de Índio da Região Amazônica no Brasil e refere-se a um material sólido, rico em carbono, produto da decomposição termoquímica de material

orgânico com limitação de oxigênio e controle de temperatura conhecida como pirólise (LEHMANN; JOSEPH, 2009).

A interação dos componentes do biocarvão com o sistema solo – planta tem sido recentemente investigada, com o objetivo de avaliar e compreender as variações químicas, físicas e biológicas, uma vez que as propriedades do biocavão são dependentes da matéria-prima e temperatura utilizadas para a sua produção.

Nesse sentido, é importante considerar a interferência da adição de carbono pirogênico, na dinâmica da matéria orgânica do solo, com a possibilidade de alterar a estabilidade e recalcitrância dos complexos organo-minerais.

Diante de um universo de probabilidades, também se fazem necessários estudos da mistura de matrizes residuais de ampla contribuição orgânica como o bagaço de cana-de-açúcar, subproduto da indústria açucareira, com outras que apresentam potencial de contaminação ambiental, a fim de melhorar a composição química dos biochars e diminuir riscos de poluição.

Reconhecendo as potencialidades desta tecnologia, a presente pesquisa teve como objetivos gerais caracterizar biocarvões produzidos a partir de lodo de esgoto (BL) e da mistura de lodo de esgoto com bagaço de cana-de-açúcar (BBL) e avaliar seus efeitos nos atributos químicos do solo e na produção e nutrição mineral de plantas de beterraba.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Caracterizar biocarvões produzidos a partir de lodo de esgoto (BL) e da mistura de lodo de esgoto com bagaço de cana-de-açúcar (BBL) e avaliar seus efeitos nos atributos químicos do solo e na produção e nutrição mineral de plantas de beterraba.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar os efeitos da adição de bagaço de cana-de-açúcar ao lodo de esgoto para a produção de biocarvão;
- Caracterizar química e fisicamente biocarvões produzidos a partir de lodo de esgoto e da mistura de lodo de esgoto com bagaço de cana-de-açúcar;
- Estudar os efeitos da aplicação dos biocarvões produzidos na correção da acidez do solo, na disponibilidade de nutrientes e metais pesados e na produção e nutrição mineral da beterraba, em comparação à adubação convencional com fertilizantes minerais.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Produção de Biocarvão

Nos últimos anos tem-se aumentado o interesse pela transformação de resíduos orgânicos em biocarvão como uma alternativa para o melhoramento de solos, incremento da produtividade agrícola, sequestro de carbono e produção de energia limpa (REZENDE *et al.*, 2011). A produção de biocarvão é considerada, de acordo com Fox e Chapman (2011), como uma tecnologia viável para a diminuição do aquecimento global.

A utilização de biocarvão surgiu da observação da Terra Preta de Índio, comum na região da Amazônia brasileira. Segundo Mangrich, Maia e Novotny (2011) nas áreas de ocorrência da Terra Preta de Índio os teores médios de carbono são de 150 g kg⁻¹, ou seja, mais de 80% superior aos dos solos circundantes.

Este produto normalmente é adicionado ao solo com o intuito de melhorar suas características químicas, físicas e biológicas e mitigar a emissão de gases de efeito estufa em longo prazo (NOVOTNY *et al.*, 2015). A fim de valorizar o produto, no ano de 2013 o biocarvão foi definido como um composto carbono sólido com a finalidade de aplicação no solo, obtido por tratamento industrial de resíduos orgânicos diversos, em condições específicas de temperatura e pressão, conhecida como a pirólise (GARCÍA *et al.*, 2014).

Segundo Canabarro *et al.* (2013), a pirólise é uma decomposição térmica de biomassa orgânica que origina materiais de natureza sólida, líquida e gasosa. Em dependência da necessidade do produto a ser obtido em maior quantidade é que se escolhe o tipo de pirólise. Segundo Novotny *et al.* (2015), para obter um rendimento de biocarvão aproximado de 20 a 40%, a mais indicada é a pirólise lenta com uma faixa de temperatura mais baixa (300 a 600°C) e tempo de residência longo (horas ou dias).

De acordo com Pnuma (2011), os principais benefícios da transformação de resíduos orgânicos em biocarvão para as propriedades do solo são: aumento do pH e da disponibilidade de nutrientes; diminuição da acidez e da toxidez por alumínio e outros metais pesados; redução de odores e das emissões de gases de efeito estufa; sequestro de carbono; aumento da capacidade de troca catiônica (CTC), da aeração e retenção de água no solo. Esses efeitos possibilitam um ambiente mais favorável ao crescimento e desenvolvimento das plantas e têm despertado o interesse de muitos pesquisadores, entre estes: Alburquerque *et al.* (2014); Chan *et al.* (2007); Glaser, Lehmann e Zech (2002); Hernández-Apaolaza *et al.* (2000); Hossain *et al.* (2010); Lehmann *et al.* (2003).

Dentre os fatores determinantes da qualidade e do rendimento do biocarvão, a temperatura e a composição do material de origem são os principais (CANTRELL, 2012). O maior rendimento a temperaturas mais baixas de pirólise é possível devido a uma condensação mínima de compostos alifáticos e menor perdas de gases na forma de CH₄, H₂ e CO (AMONETTE, 2009).

Durante o processo de pirólise, quando a temperatura atinge 120°C, a matéria orgânica começa a sofrer decomposição térmica com perda de umidade e rompimento de ligações químicas. Em seguida, ocorre a degradação da hemicelulose (200 a 260°C), celulose (240 a 350°C) e lignina (280 a 500°C), este último de grande importância no rendimento do biocarvão (REHRAH *et al.*, 2014).

A temperatura afeta ainda outras propriedades do biocarvão. O aumento da temperatura em conjunto com a presença de oxigênio influencia o pH dos biocarvões por meio da produção de cinzas (REHRAH *et al.*, 2014). Segundo os autores, quanto maior a temperatura maior o pH do biocarvão.

A retenção de água e nutrientes está relacionada com a porosidade do biocarvão. De acordo com Song *et al.* (2014), quanto maior a quantidade de poros, principalmente de microporos, maior é a retenção de água e nutrientes. Ainda segundo esses autores o

aumento da temperatura de pirólise aumenta a perda das moléculas de água, favorecendo a formação de microporos e um aumento de até três vezes a área superficial do biocarvão.

Temperaturas de pirólise variando de 400°C a 1000°C favorece a produção de biocarvões mais estáveis (LEHMANN; GAUNT; RONDON, 2006; KAWAMOTO *et al.*, 2005). A partir de 700°C pode se obter um aumento significativo de aromaticidade (NISHIMIYA *et al.*, 1998).

3.2 Resíduos com potencial para produção de biocarvão

A utilização da biomassa de resíduos como matéria-prima para a produção de biocarvão deve fazer parte de uma política de gestão de resíduos de modo a minimizar a poluição ambiental, maximizar a utilização de recursos naturais e, assim, criar um mercado para os produtos resultantes desses resíduos (BONO; TOMAS, 2006). De acordo com Ibarrola, Evar e Reay (2013), devem ser incentivados os processos de transformação de biomassas, principalmente as de baixo custo e que representam um passivo ambiental em produtos para a utilização como fontes de nutrientes e, ou energia, ecologicamente corretas e economicamente atraentes para a indústria.

Na maioria dos países as companhias de tratamento de esgoto são obrigadas a cumprir com as condições e padrões nacionais para o lançamento de efluentes. Nesse processo de tratamento é produzido um resíduo conhecido por lodo de esgoto. A utilização desse resíduo na produção agrícola é um desafio ambiental devido à presença de organismos patogênicos e metais pesados que constituem uma ameaça potencial à saúde humana (MÉNDEZ *et al.*, 2012).

Vários autores (INGUANZO *et al.*, 2002; HOSSAIN; STREZOV; NELSON, 2009) consideram o processamento térmico uma opção no manejo de lodo de esgoto para a produção de biogás, bioóleo e biocarvão, diminuindo o potencial de contaminação ambiental por

metais pesados quando o lodo de esgoto é transformado em biocarvão.

Em relação aos metais pesados, Hossain *et al.* (2010) verificaram teores de metais pesados abaixo do permitido pela legislação australiana em cultivo de tomate cereja adubado com biocarvão. Waqas *et al.* (2014) relataram que o biocarvão produzido a 550°C foi eficaz em reduzir a bioacumulação de metais pesados em *Cucumis sativa L.* Méndez *et al.* (2012) observaram uma diminuição na disponibilidade de Cu, Ni, Zn e Pb pela aplicação de biocarvão quando comparado com o uso de lodo de esgoto.

Outro resíduo sugerido por Lehmann, Gaunt e Rondon (2006), como adequado para a produção rentável de biocarvão é o bagaço de cana-de-açúcar, produzido pela indústria açucareira. Com uma composição química heterogênea aproximada de: 46% celulose, 25% de hemicelulose e 20% de lignina, assim como diferentes tamanhos de partículas entre 1 e 25 mm (ICIDCA, 2000) que permitem a produção de biocarvão de boa qualidade.

Abdelhafez *et al.* (2014), em estudo da estabilidade de metais pesados com aplicação de biochar de resíduos orgânicos, observaram diminuição da concentração de Pb de 8,42 mg L⁻¹ a 5 mg L⁻¹, em lixiviados com aplicação de 10% de biochar de bagaço de cana-de-açúcar.

3.3 Valorização energética do lodo de esgoto

A valorização energética de lodo de esgoto a partir de um tratamento térmico possibilita a redução de volume, custos de transporte e estabilidade do resíduo, além de diminuir a pressão sobre os recursos madeireiros de alto custo de produção com fontes renováveis de energia (SINGH *et al.*, 2011). No entanto, poderia ser considerado como desvantagem para o uso desta biomassa as potenciais emissões de gases contaminantes, ponderando a implementação de medidas com sistemas de limpeza custosos que mitiguem o impacto ao meio ambiente (ARENAS, 2008).

A pirólise considerada como forma de valorização adequada para o lodo de esgoto procura a síntese de compostos químicos para a produção de energia elétrica (ARENAS, 2008; CHAO-HSIUNG *et al.*, 2003; PEDROZA *et al.*, 2010).

O aproveitamento do composto carbonado como combustível sólido (char), mediante combustão ou incineração catalogada por Muruais (2005) como técnica de gestão de resíduos, apresenta potencialidades como: comercialização proveniente das estações de tratamento, facilidade de transporte e manipulação do resíduo, aumento do potencial inflamável com a redução da umidade e possivelmente atraente para algumas indústrias visando ser autossustentável. Além de possibilitar o uso de biomassas auxiliares do processo como combustível, entre essas o bagaço de cana (FIGUEIREDO, 2012).

3.4 Potencial de sequestro de carbono do biocarvão

Para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, é importante estudar a contribuição da decomposição dos resíduos de vegetais no solo por ação de micro-organismos, para o acúmulo de matéria orgânica. Nesse processo, em dependência da qualidade e a quantidade dos resíduos, alguns compostos escapam da ação biológica por interação com colóides minerais do solo, ou pelas próprias características estruturais que lhes conferem recalcitrância, formando parte da matéria orgânica coloidal do solo (URQUIAGA *et al.*, 2006).

A importância do mecanismo de proteção física para estabilização por oclusão em agregados do solo para o acúmulo de MO é analisada com a realização do fracionamento físico densimétrico, que relaciona a composição da matéria orgânica, sua localização na estrutura do solo e sua interação com a matriz mineral, utilizando soluções dispersantes de diferentes densidades (CHRISTENSEN, 1992), entre essas: soluções de iodeto de sódio

(Nal), politungstato de sódio (PTS) e hidróxido de sódio (CONCEIÇÃO *et al.*, 2015).

Na conferência de Mudança Climática da Organização das Nações Unidas, em Copenhague / Dinamarca no ano 2009- (COP15) fez-se um chamado para a comunidade científica para dar especial atenção ao papel dos solos no sequestro de carbono, incluindo o uso de biocarvão, (UNCCD, 2009), do qual é preciso conhecer sua interação e vantagem na redução da decomposição da MO e carbono do solo.

Segundo Steiner (2010), os atuais sistemas de agricultura conservacionistas contribuem para o aumento de 2 a 20% das reservas de carbono do solo, por meio do incremento das substâncias húmicas. No entanto, segundo Lehmann, Gaunt e Rondon (2006), esse aumento poderia chegar a 50%, aproximadamente, se a biomassa fosse convertida em biocarvão.

No processo de produção de biocarvão, visando o incremento de carbono em longo prazo, a temperatura de pirólise deve ser relativamente baixa, na faixa de 300 a 500°C, o que permite a formação de estruturas mais resistentes à degradação pelos micro-organismos do solo (NOVOTNY *et al.*, 2015). Segundo esses autores, um dos métodos de referência mais atuais para estudar a estabilidade (meia-vida) do biocarvão é a determinação da razão isotópica ($\delta^{13}\text{C}$), amplamente utilizado em estudos sobre a mineralização de compostos orgânicos, mas ainda pouco utilizada para o estudo do C pirogênico.

A presença dos isótopos de C com diferentes proporções na natureza permite as análises de composição isotópica desse elemento por meio da relação $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$, quando comparada a um padrão internacional de uma rocha calcária da Carolina do Norte-EUA (*Pee Dee Belemnite*). O desvio padrão das amostras em relação ao padrão é conhecido como $\delta^{13}\text{C}$ expressa em partes por mil (‰) e permite conhecer a origem da matéria orgânica do solo (ALVES *et al.*, 2006).

O sequestro de carbono pela redução das emissões de N_2O do solo com aplicação do biochar tem sido estudado por vários autores: Rondon *et al.* (2005) como um dos pioneiros e Steiner *et al.* (2010) que propuseram que solos com biochar têm maior adsorção e retenção de amônio e diminuição das quantidades de N disponíveis para desnitrificação. Entre as propriedades do biochar, que influenciam as emissões de N_2O , se destacam: condições de pirólise (temperatura e velocidade), razão C:N, teores de NO_3^- , NH_4^+ e pH (CAYUELA *et al.*, 2014; ARAUJO, 2015) este último avaliado com biochar de lodo de esgoto.

4 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, no período de julho a outubro de 2015, no Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), *Campus* de Montes Claros, Estado de Minas Gerais, localizado a 16° 40' 57" de latitude sul e 44° 50' 25" de longitude oeste, com uma altitude média de 630m.

O solo utilizado no experimento foi um Latossolo Vermelho Amarelo distrófico, coletado na camada de 0 a 20 cm de profundidade em uma área de Cerrado nativo do município de Montes Claros. Após a coleta, o solo foi passado em peneira de 4 mm de malha e acondicionado em vasos plásticos, preenchidos com 4 dm³ de solo peneirado. Os atributos químicos e físicos do solo foram determinados conforme Embrapa (1997): pH= 4,7; MO= 25,1 g kg⁻¹; P= 4,63 mg dm⁻³; K= 0,051 cmolc dm⁻³; Ca= 0,2 cmolc dm⁻³; Mg= 0,1 cmolc dm⁻³; (H+Al)= 4,54 cmolc dm⁻³; SB= 0,35 cmolc dm⁻³; CTC= 4,89 cmolc dm⁻³; V= 7,15%; areia= 780 g kg⁻¹; silte= 100 g kg⁻¹; argila= 120 g kg⁻¹.

Como planta indicadora utilizou-se a beterraba (*Beta vulgaris* L.) cultivar Early Wonder, cujas sementes, foram produzidas em sistemas agroecológicos.

O delineamento experimental utilizado foi inteiramente casualizado (DIC), com sete tratamentos e cinco repetições. Os tratamentos formaram 5 níveis do biocarvão de bagaço de cana e lodo de esgoto (BBL): 0; 2,5; 5; 7,5 e 10 % (volume / volume) (0, 21, 42, 63, 84 g dm⁻³) e dois controles – Tratamento convencional (TC) com adubação mineral (NPK) e biocarvão de lodo de esgoto (BL). No tratamento com adubo mineral, foi realizada a aplicação de corretivo da acidez do solo para elevar a saturação por bases a 65% e de um adubo formulado, de forma a aplicar 40 mg dm⁻³ de N, 300 mg dm⁻³ de P e 100 mg dm⁻³ de K, conforme recomendado por Malavolta *et al.* (1997) para experimentos em vasos. O nível do biocarvão de lodo de

esgoto correspondeu a 5% do volume do solo do vaso. Nos tratamentos com biocarvão, tanto no BBL quanto no BL, não foi aplicado corretivo da acidez do solo. Aplicaram-se apenas 300 mg dm^{-3} de P na forma de fosfato natural reativo “Bayovar” (29% de P_2O_5 total e 32% de Ca), com base no teor P_2O_5 total.

Para a produção do BBL utilizou-se uma mistura de 50% de lodo de esgoto e 50% de bagaço de cana-de-açúcar, na relação de volume, base úmida. A partir dessa mistura, foram confeccionadas esferas de aproximadamente 3 a 4 cm de diâmetro que, após secagem à temperatura ambiente por 48 horas, foram acondicionadas em mufla para a pirólise a 450°C. O tempo de residência foi de 30 minutos, interrompendo o processo com uma rápida submersão em água destilada. O lodo de esgoto utilizado foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto - ETE do município de Montes Claros, MG, operada pela COPASA-MG. O lodo foi obtido após esgoto passar pelos tratamentos de oxidação biológica, decantação e centrifugação. O bagaço de cana foi obtido após a extração mecânica do caldo. Para o BL o procedimento foi o mesmo adotado para a produção de BBL, sem a utilização do bagaço de cana-de-açúcar. Os biocarvões foram moídos e passados em peneira de malha de 1mm de diâmetro para a aplicação ao solo e análises químicas e físicas, conforme BRASIL (2015).

Com a finalidade de conhecer a potencialidade de produção e de perda de energia do biocarvão, realizou-se a determinação do poder calorífico por combustão completa do lodo de esgoto e dos biocarvões no aparelho: IKA C5003 control.

Para o estudo da morfologia dos biocarvões, utilizou-se microscopia eletrônica de varredura (MEV) no microscópio JEOL JSM varredura electron- IT300LV (Tokyo Japão) com tensão de 20 kV. A amostra foi depositada em um suporte de metal coberto da fita condutora (PELCO Tabs™, Ted Pella, Inc., Redding, CA) e revestida de uma camada de ouro (120 nm) por um evaporador (Leica EM ACE 600).

Os solos de cada vaso, com os respectivos tratamentos foram incubados por um período de 45 dias. Nos tratamento com biocarvões foi adicionado fosfato natural reativo, enquanto que, nos solos do tratamento com adubação mineral foi incubado apenas com o corretivo da acidez do solo, sendo as fontes de nutrientes aplicadas na época do transplântio das mudas de beterraba. Durante o período de incubação a umidade do solo foi mantida próxima à capacidade de campo. Após o período de 45 de incubação foi feita a amostragem do solo de cada vaso para análise química (FIGURA 1) e o transplântio das mudas de beterraba.

As mudas de beterraba foram produzidas em bandejas de isopor contendo substrato comercial Bioplant sem adubação. Após 30 dias da semeadura, transplantaram-se 4 mudas por vaso e, após 10 dias foi realizado desbaste, deixando-se duas plantas por vaso (FIGURA 1). Durante todo o período experimental não houve necessidade de controle fitossanitário e a umidade do solo foi mantida próxima à capacidade de campo por meio de irrigações diárias com água destilada.

Aos 55 dias após o transplântio foi realizada a colheita das plantas e nova amostragem de solo de cada unidade experimental (FIGURA 1).

Figura 1 – Esquema de condução do experimento



Fonte: Elaborada pela autora, 2015.

As plantas de cada vaso foram lavadas em água destilada e separadas em: parte aérea, raízes tuberosas e raízes finas. Na sequência, se extraiu gotas do suco celular das raízes para a avaliação de teor de sólidos solúveis (Graus Brix) com um refratômetro digital (mini Handheld Refractometer), marca Reichert.

As raízes tuberosas foram cortadas em fatias finas e, juntamente com a parte aérea e raízes finas, foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 55°C até massa constante para a determinação da matéria seca da parte aérea, das raízes tuberosas e das raízes finas. Na sequência, tanto a parte aérea quanto as raízes tuberosas foram moídas. Para a análise química, as amostras de material vegetal foram digeridas com mistura de ácido nítrico e ácido perclórico e, então, determinados os teores de S, Ca, K, P, Mg, Fe, Mn, Cu, Ni, B, Zn, Cr, Cd e Pb por espectrometria de emissão óptica em plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), conforme descrito em Malavolta *et al.* (1997). O C e o N foram determinados por combustão seca em analisador elementar LECO CN-2000 (Leco Corp., St. Joseph, MI, EUA).

As amostras de solo coletadas nos vasos foram passadas em peneira de 2mm de diâmetro e secas em temperatura ambiente.

Foram analisadas, quanto à metodologia de Embrapa (1997), quanto: P disponível: extraído por resina de troca aniônica e leitura em colorímetro; K: extraído pela solução de Mehlich I e leitura por Espectrofotometria de Emissão de Chama; Fe, Mn, Zn, Cu, Cr, Ni, Pb: extraídos pela solução de Mehlich I e leitura por Espectroscopia de Plasma ICP-OES; Ca, Mg e Al: extraídos por solução de cloreto de potássio, sendo a leitura do Ca e Mg Espectroscopia de Plasma ICP-OES e de Al (acidez potencial trocável) por titulometria com hidróxido de sódio; H+Al: determinados pelo método do acetato.

Para a determinação do carbono total e nitrogênio total, as amostras foram moídas e passadas em peneiras de 0,150 mm e, posteriormente, analisadas por combustão seca no equipamento LECO CN-2000. Para a caracterização do fracionamento físico da matéria orgânica do solo foi conformada uma amostra composta por cada tratamento e realizou-se conforme a metodologia de Christensen (1985; 1992), determinando-se a percentagem de C de cada fração no LECO CN-2000.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram determinados com o auxílio de um espectrômetro de massa Thermo Scientific modelo Delta Plus acoplado ao analisador elementar Carlo Erba modelo CHN- 1110. O cálculo para determinar a origem da matéria orgânica do solo em relação ao biocarvão, foi adaptado de uma equação para espécies C_3 e C_4 , (ALVES *et al.*, 2006).

$$\%MOSf = \left[\frac{\delta^{13}\text{C}_{sb} - \delta^{13}\text{C}_B}{\delta^{13}\text{C}_f - \delta^{13}\text{C}_B} \right] \times 100$$

$$\%MOSB = 100 - \%MOSf$$

Onde:

%MOSf: proporção da matéria orgânica do solo derivada da vegetação nativa;

$\delta^{13}\text{C}_f$: marcação natural do solo;

$\delta^{13}\text{C}_B$: marcação natural do biocarvão (BBL ou BL);

$\delta^{13}\text{CSb}$: marcação natural do C do solo com biocarvão (BBL ou BL);

%MOSB: proporção da matéria orgânica do solo derivada do biocarvão.

Todos os dados foram submetidos ao teste de normalidade e heterogeneidade. Os tratamentos adicionais com adubo mineral e BL foram comparados com os níveis de BBL pelo teste de Dunnett a 5% de probabilidade. Para avaliar o efeito dos níveis de biocarvão foram ajustadas equações de regressão. Os procedimentos estatísticos foram realizados utilizando o programa do R versão 3.3.0.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do biocarvão

O rendimento final do biocarvão produzido a partir de lodo de esgoto (BL) foi de 16% enquanto que o do biocarvão produzido pela mistura de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar (BBL) foi de 24%. O maior rendimento do BBL em relação ao BL pode ser atribuído à composição das matérias-primas utilizadas. No caso do BBL, a presença do bagaço de cana-de-açúcar poderia contribuir para aumentar os teores de compostos de carbono de cadeia longa, como lignina e celulose, quando comparado ao BL. Lee *et al.* (2013) destacam que quanto maior o teor de lignina na matéria-prima, maior será o rendimento de biocarvão.

A maior quantidade de lignina na mistura para a produção do BBL pode também ter contribuído para os maiores teores de carbono. Por outro lado, verificou-se que no BL apresentou maiores valores de condutividade elétrica e de metais pesados em relação ao BBL (TABELA 1). Esses resultados indicam que a mistura do lodo de esgoto com um resíduo rico em carbono, como resíduos de plantas C4, proporcionam o enriquecimento do biocarvão com carbono e uma diluição dos teores de metais pesados, além da redução da condutividade elétrica.

Em relação aos metais pesados, independentemente da matéria-prima utilizada no presente estudo, os teores ficaram abaixo dos limites determinados pela Resolução CONAMA 375 e CETESB (1999), evidenciando que a transformação de resíduos orgânicos potencialmente poluidores em biochar diminui os riscos de contaminação ambiental. No entanto, a utilização de insumos produzidos a partir de lodo de esgoto devem atender à legislação ambiental vigente (CETESB, 1999).

Verificou-se ainda que o pH do BBL foi alcalino (TABELA 1), podendo esse biocarvão ter efeitos significativos sobre os

componentes da acidez do solo, além da complexação do alumínio trocável pelos compostos orgânicos.

Tabela 1 – Propriedades do biocarvão derivado de lodo de esgoto (BL) e mistura de lodo de esgoto com bagaço de cana-de-açúcar (BBL) em comparação com os resíduos sem pirolisar e resolução CONAMA 375

Variável	LS ⁽²⁾	BL	BLS	BBL	CONAMA 375
Rendimento					
(%)	-	16	-	24	-
Cinza (%)	-	62,21	-	51,51	-
Umidade	1,3	0,01	3,41	0,6	-
pH	5,85	6,48	5,38	7,11	-
CE ⁽¹⁾	-	343,1	-	189,6	-
MO (%)	55,41	36,48	53,94	46,72	-
C org. oxid. (%)	32,14	21,16	31,29	27,1	-
Densidade (g cm ⁻³)	-	0,725	-	0,84	-
Relação C/N	-	11,55	-	16,88	-
N (g kg ⁻¹)	26,4	18,3	23	16,1	-
P (g kg ⁻¹)	20,1	42	11,5	33,8	-
K (g kg ⁻¹)	1,8	3	3	5,4	-
Ca (g kg ⁻¹)	38	54,2	20,6	45,4	-
Mg (g kg ⁻¹)	2,9	4,5	1,8	4,1	-
S (g kg ⁻¹)	14,96	10,2	10,87	8,4	-
B (mg kg ⁻¹)	40	100	60	66	-
Mn (mg kg ⁻¹)	550	420	220	290	-
Fe (mg kg ⁻¹)	20.180	33.760	10.750	28.790	-
Cu (mg kg ⁻¹)	170	220	50	130	1.500
Zn (mg kg ⁻¹)	820	1070	370	990	2.800
Cd (mg kg ⁻¹)	8,21	13,4	6,67	14,2	39
Pb (mg kg ⁻¹)	0,2	7,8	0,2	9,8	300

¹CE: Condutividade elétrica; MO: matéria orgânica;

²LS: Lodo seco; BLS: mistura de bagaço e lodo seco (sem pirolisar).

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A pirólise é um processo que, além de reduzir o volume de resíduos pela perda de compostos voláteis, altera a concentração dos componentes químicos da matéria-prima utilizada em relação ao produto final, biocarvão. No presente estudo, verificou-se que o macronutriente com maior percentagem de retenção nos biochars foi o P e o de menor foi o N, quando comparados aos teores dos resíduos não pirolizados (TABELA 2). Segundo Hossain *et al.* (2011), o teor de nitrogênio diminui à medida que a temperatura da pirólise aumenta.

Tabela 2 – Composição química do biochar de lodo de esgoto (BL) e do biochar da mistura de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar em relação a um kg das respectivas matérias-primas antes da pirólise e quantidades de nutrientes, cádmio e chumbo adicionadas ao solo pelos biochars

(Continua)

Variável	BL		BBL	
MO (%)	5,84	(10,53)*	11,21	(20,79)
CO (%)	3,38	(10,53)	6,50	(20,79)
N (gkg ⁻¹)	2,93	(11,09)	3,86	(16,8)
P (gkg ⁻¹)	6,72	(33,43)	8,11	(70,54)
K (gkg ⁻¹)	0,48	(26,67)	1,29	(43,20)
Ca (gkg ⁻¹)	8,67	(22,82)	10,89	(52,89)
Mg (gkg ⁻¹)	0,72	(24,83)	0,98	(54,67)
B (mgkg ⁻¹)	16,0	(40)	15,84	(26,40)
Cu (mgkg ⁻¹)	35,2	(20,70)	31,2	(62,40)
Mn (mgkg ⁻¹)	67,2	(12,22)	69,6	(31,63)
Fe (mgkg ⁻¹)	5401,6	(26,77)	6909,6	(64,27)
S (gkg ⁻¹)	1,63	(10,91)	2,02	(18,55)
Zn (mgkg ⁻¹)	171,2	(20,88)	237,6	(64,22)
Cd (mgkg ⁻¹)	2,14	(26,11)	3,41	(51,09)
Pb (mgkg ⁻¹)	1,25	(624)	2,35	(1176)

Tabela 2 – Composição química do biochar de lodo de esgoto (BL) e do biochar da mistura de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar em relação a um kg das respectivas matérias-primas antes da pirólise e quantidades de nutrientes, cádmio e chumbo adicionadas ao solo pelos biochars

Variável	Níveis de BBL % (v/v)				(Conclusão)
	2,5	5,0	7,5	10	BL
N (g dm ⁻³)	0,34	0,68	1,01	1,35	0,77
P (g dm ⁻³)	0,71	1,42	2,13	2,84	1,76
K (g dm ⁻³)	0,11	0,23	0,34	0,45	0,13
Ca (g dm ⁻³)	0,95	1,91	2,86	3,81	2,28
Mg (g dm ⁻³)	0,09	0,17	0,26	0,34	0,19
B (mg dm ⁻³)	1,39	2,77	4,16	5,54	4,20
Cu (mg dm ⁻³)	2,73	5,46	8,19	10,92	9,24
Mn (mg dm ⁻³)	6,09	12,18	18,27	24,36	17,64
Fe (mg dm ⁻³)	605	1209	1814	2418	1417
S (g dm ⁻³)	0,18	0,35	0,53	0,71	0,43
Zn (mg dm ⁻³)	20,79	41,58	62,37	83,16	44,94
Cd (mg dm ⁻³)	0,30	0,60	0,89	1,19	0,56
Pb (mg dm ⁻³)	0,21	0,41	0,62	0,82	0,32

*Valores entre parênteses correspondem à percentagem do componente químico retida no biochar em relação à quantidade inicial do resíduo utilizado como matéria-prima.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

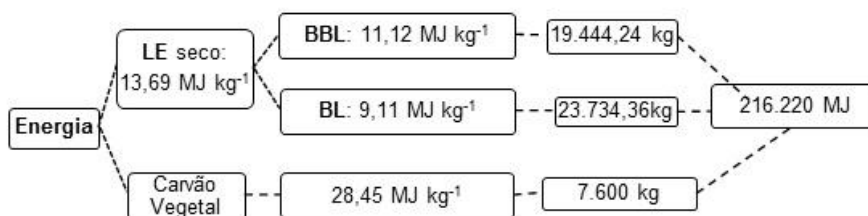
Outra propriedade dos resíduos que sofre alteração com a pirólise é o poder calorífico, importante no potencial energético. O lodo de esgoto analisado apresentou um poder calorífico de 13,69MJ kg⁻¹, semelhante aos encontrados em duas ETE do estado de São Paulo, que foram de 15,15MJ kg⁻¹ (Barão Geraldo-Campinas) e 14,02 MJ kg⁻¹ (Jardim das Flores- Rio Claro), respectivamente (Lee, 2011). Após a pirólise ocorreu uma redução de 4,58MJ kg⁻¹ em relação ao BL e 2,57MJ kg⁻¹ para o BBL (FIGURA 2). O bagaço de cana-de-açúcar, segundo (BRASIL, 2015a), pode apresentar um poder calorífico de 9,44MJ kg⁻¹.

Ao se comparar o poder calorífico dos carvões pirogênicos produzidos com o do eucalipto, observou-se que cada quilograma de BBL representou 39% e do BL 32% da energia produzida por quilograma de carvão vegetal (BRASIL, 2015a). Segundo Buah *et al.* (2007), os valores de poder calorífico do produto carbonizado decrescem com o aumento da temperatura de pirólise.

De acordo com Rezende (2006), uma tonelada de madeira em base seca pode produzir 400 kg de carvão vegetal. Considerando uma produção de 19.000 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de madeira (Norberto, 2003), se obtém 7,600 kg de carvão anualmente com um potencial energético de 216.220 MJ¹. Para obter esse potencial energético com carvão pirogênico será necessário aumentar a massa em 2,5 e 3,12 vezes para BBL e BL, respectivamente (FIGURA 2).

A produção média per capita de lodo de esgoto no Brasil com sistemas de tratamentos mistos (aeróbios e anaeróbios) é de 0,025kg hab⁻¹ dia⁻¹, (MACHADO, 2001). Assumindo um rendimento em base seca de 16% para o biosólido, se obtém 0,004 kg hab⁻¹ dia⁻¹. No município de Montes Claros, com uma população aproximada de 400 mil habitantes e, considerando que a companhia de saneamento (COPASA) consegue-se tratar 50% do esgoto produzido, a massa requerida de lodo poderia ser atingida em aproximadamente 29,67 dias para BL, o que corresponde a 1 ha de eucalipto.

Figura 2 – Comparação energética de biocarvão derivado lodo de esgoto com carvão vegetal



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

De acordo com as imagens obtidas por microscopia de varredura, verificam-se diferenças morfológicas entre o biocarvão produzido a partir de lodo de esgoto (BL) e do biocarvão produzido a partir da mistura de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar (BBL). A superfície das partículas do BL é mais irregular e

¹ 1 kcal = 4,184 kJ

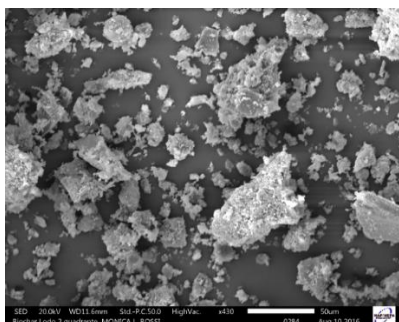
aparentemente apresenta maior porosidade (FIGURA 3 a - f), o que pode conferir a esse material, segundo Grady e Rush (2007), maior superfície para reter nutrientes e abrigo para micro-organismos.

Entretanto a superfície do BBL é aparentemente mais lisa com uma estrutura de partículas mais alongada e menos porosa e em forma de canais (FIGURA 4 a - f) quando comparadas ao do BL. Essas diferenças entre os biocarvões podem ser atribuídas à presença de corpos silicosos presentes no bagaço de cana-de-açúcar.

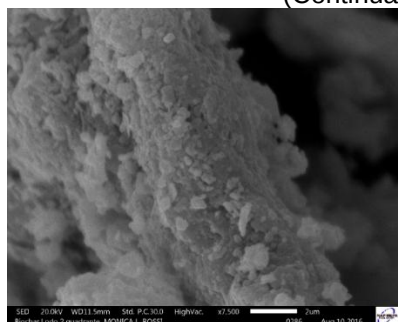
No processo de pirólise rápida ocorre a perda de massa pelos voláteis orgânicos, deixando para trás vazios (SONG; GUO, 2012), o que confere ao biocarvão uma rede extremamente complexa de poros, canais e superfícies fibrosas (DEHKHODA; WEST; ELLIS, 2010).

Figura 3 – Micrografias de biocarvão de lodo de esgoto em microscopia eletrônica de varredura com diferentes aumentos: 430 (a), 7500 (b), 1700 (c), 2200 (d), 750 (e) e 130 (f) vezes

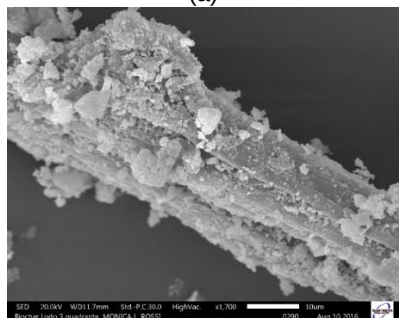
(Continua)



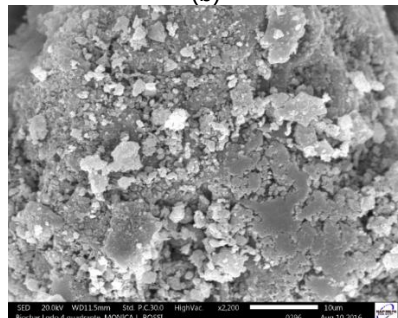
(a)



(b)



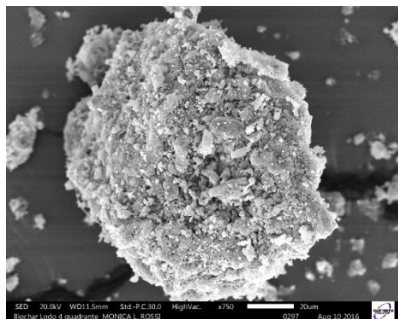
(c)



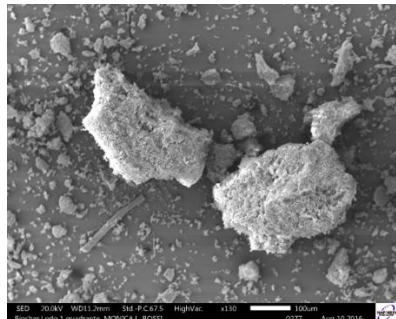
(d)

Figura 3 – Micrografias de biocarvão de lodo de esgoto em microscopia eletrônica de varredura com diferentes aumentos: 430 (a), 7500 (b), 1700 (c), 2200 (d), 750 (e) e 130 (f) vezes

(Conclusão)



(e)

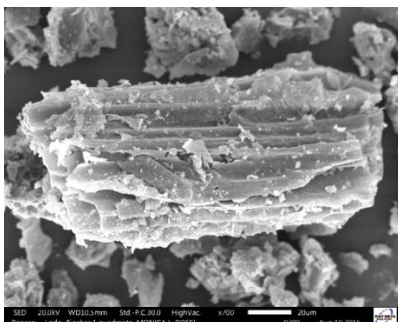


(f)

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Figura 4 – Micrografias de biocarvão de lodo de esgoto + bagaço de cana-de-açúcar em microscopia eletrônica de varredura com diferentes aumentos: 700 (a), 600 (b), 200 (c), 180 (d), 370 (e) e 1200 (f) vezes

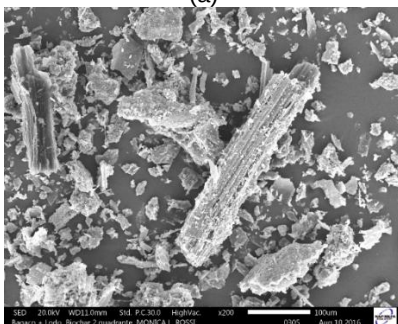
(Continua)



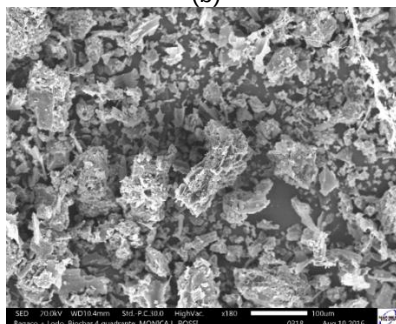
(a)



(b)



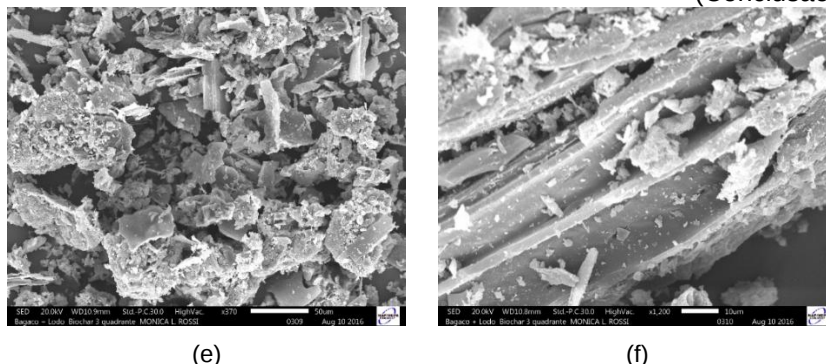
(c)



(d)

Figura 4 – Micrografias de biocarvão de lodo de esgoto + bagaço de cana-de-açúcar em microscopia eletrônica de varredura com diferentes aumentos: 700 (a), 600 (b), 200 (c), 180 (d), 370 (e) e 1200 (f) vezes

(Conclusão)



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

No presente trabalho, embora não tenha sido o objetivo do estudo, observou-se maior retenção de umidade nos solos que receberam aplicação de biocarvão, tanto do BL quanto do BBL, quando comparado aos solos que receberam adubo mineral. Dessa forma, os biocarvões podem ser uma estratégia para melhorar a eficiência do uso da água. Outros autores também verificaram maior retenção de água em solos adubados com biocarvão (GLASER; LEHMANN; ZECH, 2002; MIRANDA *et al.*, 2015).

5.2 Efeito do biocarvão nas propriedades químicas do solo

Os biocarvões, tanto o BBL quanto o BL, alteraram as propriedades químicas do solo, tanto após o período de incubação de 45 dias quanto após do cultivo de beterraba (TABELA 3). Em relação ao pH (acidez ativa), verificou-se que o BL e os níveis mais elevados do BBL elevaram o pH do solo para valores próximos à neutralidade (acidez fraca), enquanto que, no tratamento com adubação convencional, o pH ficou abaixo de 6,0 (acidez média). Importante destacar que o elevado teor de cinzas, ricas em óxidos e carbonatos de K, Ca e Mg nos biocarvões podem ter contribuído para a correção da acidez do solo. Em relação ao BBL verificou-se que os valores de pH aumentaram linearmente com aumento dos níveis (TABELA 4),

corroborando ao observado por outros autores (ALBURQUERQUE *et al.*, 2014; HOUBEN; EVRARD; SONNET, 2013; MANGRICH; MAIA; NOVOTNY, 2011). Dessa forma, os biocarvões funcionam como corretivos da acidez do solo.

Tabela 3 - Propriedades químicas do solo em função dos níveis do BBL em comparação com tratamento convencional e tratamento com BL, antes e após do cultivo da beterraba

Variável	C	Níveis de BBL % (v/v)					BL	TC
		0	2,5	5,0	7,5	10		
pH	I	4,7bA	5,42bB	5,8bB	6,12aB	6,22aB	6,26a	5,24A
	A	5,44bB	5,57bB	5,98bB	6,4bB	6,38aB	6,24a	5,26A
H + Al cmol _c dm ⁻³	I	4,54bB	2,55bA	2,34aA	2,02aA	1,69aA	1,78a	2,47A
	A	1,73bA	1,61bB	1,37bB	1,24aB	1,19aB	1,18a	1,81A
K cmol _c dm ⁻³	I	0,05bA	0,11aB	0,15bB	0,18bB	0,24bB	0,11a	0,05A
	A	0,04aB	0,05aB	0,06aB	0,05aB	0,08aB	0,06a	0,19A
Ca cmol _c dm ⁻³	I	0,20bB	0,94bA	1,46bB	1,60bB	2,50aB	2,66a	1,00A
	A	0,90aA	1,29aA	1,82aA	1,87aA	2,23aA	2,96a	1,48A
Mg cmol _c dm ⁻³	I	0,10bB	0,44bA	0,48bA	0,72aB	0,67aB	0,72a	0,50A
	A	0,22bB	0,63bB	0,64bB	0,76aA	0,91aA	0,93a	1,04A
P mg dm ⁻³	I	3,75bA	21,92bB	40,06bB	56,45bB	73,87bB	167,95a	5,20A
	A	104,73bB	99,45bB	91,30bA	136,35bB	137,58bB	210,80a	53,57A
N g kg ⁻¹	I	0,29bA	0,34bA	0,61bB	0,78bB	0,97bB	1,12a	0,32A
	A	0,39bA	0,52bA	0,73aA	0,63aA	0,79aA	0,86a	0,59A
SB cmol _c dm ⁻³	I	0,35bB	1,49bA	2,09bB	2,50bB	3,42aB	3,56a	1,55A
	A	1,16bB	1,97bB	2,51bB	2,68bA	3,22bA	3,86a	2,71A
T cmol _c dm ⁻³	I	4,89bA	4,04bA	4,43bA	4,52bA	5,11aB	5,34a	4,02A
	A	2,89bB	3,58bB	3,88bB	3,92bB	4,41bA	5,19a	4,52A
V (%)	I	7,2bB	36,8Ab	47,1bB	55,3bB	66,9aB	66,8a	38,5A
	A	40,19bB	54,95bB	64,76bA	68,31bB	73,02bB	76,4a	59,98A

Letras minúsculas comparam o tratamento BL com cada um dos níveis de BBL. Letras maiúsculas comparam o tratamento convencional com cada um dos níveis de BBL. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Dunett ($P > 0,05$). ¹nd: não detectados, C: etapa do cultivo I: incubação-antes do cultivo, A: após cultivo. Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Tabela 4 – Equações de regressão relacionando propriedades químicas do solo com os níveis de BBL aplicados

Variável	Cultivo	Regressão	R ²
pH	Antes	$y = 5,4144 + 0,1082^{**}x$	0,93
	Apos	$y = 4,904 + 0,1496^{**}x$	0,92
H + Al cmol _c dm ⁻³	Antes	$y = 3,8748 - 0,2492x^*$	0,78
	Apos	$y = 1,716 - 0,0577x^*$	0,96
K cmol _c dm ⁻³	Antes	$y = 20,8 + 7,2^{**}x$	0,992
	Apos	$y = 14 + 1,36^*x$	0,821
Ca cmol _c dm ⁻³	Antes	$y = 0,288 + 0,2104^{**}x$	0,958
	Apos	$y = 0,9744 + 0,1297^{**}x$	0,953
Mg cmol _c dm ⁻³	Antes	$y = 0,1972 + 0,0571^*x$	0,845
	Apos	$y = 0,3308 + 0,0602^{**}x$	0,866
P mg dm ⁻³	Antes	$y = 2,2044 + 7,4863^{**}x$	0,989
	Após	$y = 93,362 + 4,1042^*x$	0,563
N g kg ⁻¹	Antes	$y = 0,238 + 0,072^{**}x$	0,972
	Após	$y = 0,43 + 0,0364^*x$	0,798
SB cmol _c dm ⁻³	Antes	$y = 0,5632 + 0,2754x^*$	0,972
	Após	$y = 1,342 + 0,1932x^*$	0,955
T cmol _c dm ⁻³	Antes	$y = 4,5$	
	Após	$y = 3,06 + 0,1352^{**}x$	0,915
V (%)	Antes	$y = 15,08 + 5,516^{**}x$	0,924
	Após	$y = 44,442 + 3,161^{**}x$	0,919

** e * significativo a 1 e a 5 %, respectivamente, pelo teste de t.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Além de elevar o pH do solo, os biocarvões aumentaram a disponibilidade de K, Ca, Mg e P do solo, tanto antes quanto após o cultivo da beterraba (TABELA 3). Esses resultados estão de acordo com os obtidos por Glaser, Lehmann e Zech (2002) e Houben, Evrard e Sonnet (2013). Segundo esses autores, os biocarvões são fontes desses nutrientes, aumentando a disponibilidade dos mesmos para as plantas.

O teor de K no tratamento convencional, que recebeu aplicação de corretivo da acidez na incubação e adubação na época do transplântio da beterraba, foi maior que nos tratamentos com biocarvão, tanto no BL quanto nos maiores níveis de BBL (TABELA 3). Em relação ao BBL, os teores de K aumentaram linearmente com o aumento dos níveis (TABELA 4).

Os teores de cálcio e de magnésio no tratamento convencional após a aplicação do corretivo da acidez foram semelhantes ao do BL e dos maiores níveis de BBL, após o cultivo da beterraba. Da mesma maneira que verificado pelo K, os teores de Ca e Mg aumentaram linearmente com o aumento dos níveis de BBL (TABELA 4).

Para o fósforo, extraído por resina de troca catiônica, verificaram-se maiores teores nos tratamentos com biocarvão quando comparados aos teores obtidos no tratamento convencional, mesmo no menor nível de BBL (TABELA 3). A disponibilidade de fósforo aumentou linearmente com os níveis de BBL (TABELA 4), corroborando ao observado por Albuquerque *et al.* (2014) e Hossain *et al.* (2010).

O aumento dos teores de P com a aplicação de biocarvão podem ser atribuídos à presença desse elemento nas matérias-primas utilizadas, uma vez que, para ter perdas por volatilização durante o processo de pirólise, a temperatura deveria ser superior a 760°C (KNICKER, 2007). Além disso, o aumento do pH (TROEH; THOMPSON, 2007) e a presença de compostos orgânicos (ANDRADE *et al.*, 2002) devem ter contribuído para diminuir as reações de fixação do fósforo pelo solo.

A capacidade de troca de cátions (CTC) e a saturação por bases (V), em função do aumento dos teores de cátions trocáveis, foram influenciadas pela aplicação de biocarvão (TABELA 3). Os valores de CTC e de V obtidos no tratamento convencional após a aplicação de nutrientes foram semelhantes aos obtidos no BL e nos maiores níveis de BBL (TABELA 3). Com relação ao BBL, verificou-se que não houve diferença significativa para a CTC antes do cultivo

com o aumento dos níveis desse biocarvão, enquanto que, após o cultivo, o aumento foi linear. Espera-se que com maior tempo de reação ocorra um aumento da CTC, uma vez que, de acordo com Cheng, Lehmann e Engelhard (2008), a produção contínua de ácidos orgânicos contribui para o aumento da CTC ao longo do tempo.

Para a saturação por bases verificou-se um aumento linear com o aumento dos níveis de BBL (TABELA 4), tanto antes quanto após o cultivo, sendo que os valores atingidos nos maiores níveis são semelhantes ao recomendado para a cultura, que é de 65%. Resultados semelhantes foram encontrados por Sousa (2015) com a aplicação ao solo de biocarvão produzido com lodo de esgoto.

Tabela 5 – Teores de micronutrientes e Cd, Pb e Cr disponíveis no solo em função dos níveis do BBL em comparação com tratamento convencional e tratamento com BL, antes e após do cultivo da beterraba

Variável	C	Níveis de BBL % (v/v)					BL	TC
		0	2,5	5,0	7,5	10		
Fe mg kg ⁻¹	I	63,41bA	89,79bA	141,99bB	158,37bB	185,76bB	276,37 a	82,98 A
	A	47,14bB	72,35bA	101,84bB	128,95bB	145,98bB	199,14 a	67,08 A
Mn mg kg ⁻¹	I	2,83bB	4,55bB	5,65bB	6,425bA	7,21bA	9,60 a	7,07 A
	A	2,74bB	4,19bB	5,31bA	6,55bB	7,33bB	9,18 a	5,41 A
Cu mg kg ⁻¹	I	0,208bA	0,62bB	1,09bB	1,63bB	1,96bB	2,83 a	0,19 A
	A	0,17bA	0,59bB	0,99bB	1,33bB	1,65bB	2,43 a	0,18 A
Cr mg kg ⁻¹	I	0,156aB	0,18aB	0,39aB	0,35aB	0,40aB	0,49 a	2,66 A
	A	0,18bB	0,24bB	0,29bB	0,36aB	0,40aB	0,44 a	2,22 A
Ni mg kg ⁻¹	I	0,03bB	0,06bB	0,13bB	0,14bB	0,19aB	0,25 a	0,42 A
	A	0,03bB	0,07bB	0,10bB	0,14bB	0,17bB	0,21 a	0,40 A
Pb mg kg ⁻¹	I	0,28bA	0,37bB	0,37bB	0,38bB	0,47bB	0,54 a	0,31A
	A	0,24bA	0,29bB	0,34bB	0,37bB	0,39bB	0,46 a	0,22 A
Cd mg kg ⁻¹	I	nd ¹	nd	nd	nd	0,03bB	0,01a	nd
	A	Nd	0,005bA	0,006bB	0,014bB	0,017aB	0,021a	0,001A
Zn mg kg ⁻¹	I	0,44bA	4,12bB	7,39bB	10,50bB	14,527bB	21,22a	0,37A
	A	0,85bA	4,27bB	7,45bB	10,89bB	13,99bB	19,96a	1,45A

Letras minúsculas comparam o tratamento BL com cada um dos níveis de BBL. Letras maiúsculas comparam o tratamento convencional com cada um dos níveis de BBL. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Dunnett ($P > 0,05$). ¹nd: não detectados; C: etapa do cultivo; I: incubação-antes do cultivo; A: após cultivo. Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Os teores das formas disponíveis no solo dos micronutrientes Fe, Mn, Cu, Ni, Zn e Ni e dos elementos Cr e Pb foram influenciados pela aplicação de biocarvão (TABELA 5). Verificou-se um aumento linear dos teores desses elementos com o incremento dos níveis de BBL (TABELA 6). Esses resultados divergem dos obtidos por outros autores (ALBURQUERQUE *et al.*, 2014; HOUBEN; EVRARD; SONNET, 2013; MÉNDEZ *et al.*, 2012; WAQAS *et al.*, 2014) que verificaram redução nos teores desses elementos devido à complexação com radicais orgânicos e aumento do pH do solo.

Tabela 6 – Equações de regressão relacionando micronutrientes e Cd, Pb e Cr do solo com os níveis de BBL aplicados

Variável	Cultivo	Regressão	R ²
Fe mg kg ⁻¹	Antes	$y = 65,211 + 12,531^{**}x$	0,97
	Após	$y = 48,395 + 10,171^{*}x$	0,99
Mn mg kg ⁻¹	Antes	$y = 3,2091 + 0,4249^{*}x$	0,97
	Após	$y = 2,915 + 0,4619^{*}x$	0,99
Cu mg kg ⁻¹	Antes	$y = 0,1991 + 0,1805^{*}x$	0,99
	Após	$y = 0,2041 + 0,1487^{*}x$	0,99
Cr mg kg ⁻¹	Antes	$y = 0,1622 + 0,0267^{**}x$	0,79
	Após	$y = 0,1838 + 0,0226^{**}x$	0,99
Ni mg kg ⁻¹	Antes	$y = 0,0304 + 0,0162^{**}x$	0,96
	Após	$y = 0,0359 + 0,0136^{*}x$	0,99
Pb mg kg ⁻¹	Antes	$y = 0,2927 + 0,0159^{*}x$	0,86
	Após	$y = 0,2491 + 0,0153^{**}x$	0,96
Cd mg kg ⁻¹	Antes	$y = -0,0119 + 0,0015^{*}x$	0,98
	Após	$y = -0,0016 + 0,002^{**}x$	0,97
Zn mg kg ⁻¹	Antes	$y = 0,4843 + 1,3823^{*}x$	0,99
	Após	$y = 0,9099 + 1,3166^{*}x$	0,99

** e * significativo a 1 e a 5 %, respectivamente, pelo teste de t.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

O aumento da disponibilidade de metais pesados, mesmo após o aumento do pH do solo, também foi observado em experimentos com lodo de esgoto calado e com escória por Gonçalves (2008).

Os maiores teores de Fe, Mn, Cu e Zn foram observados no tratamento com BL, assim como para Cd nos maiores níveis de BBL e BL. No tratamento convencional foi aplicado calcário e adubo com N, P e K, o que justifica os menores teores de micronutrientes no solo desse tratamento a exceção dos teores de Ni e Cr. Verificou-se ainda uma menor disponibilidade após o cultivo, possivelmente pela precipitação dos micronutrientes catiônicos.

Há uma grande preocupação quanto à utilização do lodo de esgoto "in natura" ou que passou por algum processo quanto aos riscos de contaminação por patógenos e metais pesados. No presente estudo, os teores de Mn em todos os tratamentos ficaram abaixo da faixa adequada para as plantas (9 - 12 mg dm⁻³), à exceção do BL que ficou dentro da faixa adequada (ALVAREZ V *et al.*, 1999). Para o Cu, apenas no tratamento BL e o maior nível de BBL, os teores foram maiores que aqueles considerados adequados para as plantas (1,3 - 1,8 mg dm⁻³) (ALVAREZ V *et al.*, 1999). Já para o Zn, em todos os tratamentos com biocarvões, os teores foram superiores à faixa recomendada (1,6 - 2,2 mg dm⁻³) (ALVAREZ V *et al.*, 1999), assim como para o Fe (31 - 45 mg dm⁻³) (ALVAREZ V *et al.*, 1999) em todos os tratamentos.

5.3 Produção e nutrição das plantas de beterraba

O crescimento e o desenvolvimento das plantas de beterraba foram influenciados pelos tratamentos. As maiores produções de matéria seca, tanto das raízes tuberosas quanto da parte aérea, foram maiores no tratamento com adubação convencional, independentemente dos níveis de BBL e BL. Por outro lado, verificou-se maior produção de raízes finas no BL e nos maiores níveis de BBL (TABELA 7).

Em relação à matéria seca de raízes tuberosas, as menores produções foram obtidas nos menores níveis de BBL, porém, com o incremento dos níveis, obtiveram-se as maiores produções (TABELA 7). Deve-se ressaltar que para o BL o nível utilizado para adubação foi de 5% do volume do vaso, enquanto que os níveis de BBL variaram de 2,5 a 10% do volume do vaso.

Tabela 7 – Matéria seca da parte aérea (MSPA), Matéria seca raiz tuberosa (MSRT) e Matéria seca raiz fina (MSRF), estimada da beterraba em função dos níveis de BBL em comparação com tratamento de biocarvão de lodo de esgoto e adubação mineral

Variável (g)	Níveis de BBL % (v/v)					BL	TC
	0	2,5	5	7,5	10		
MSPA	1,64bB	2,96bB	3,66bB	4,38bB	4,6aB	5,52a	10,17A
MSRT	0,4 bB	1,37 bB	2,35aB	4,38 bB	5,78 bB	2,94a	10,27A
MSRF	0,27bB	1,07bA	1,62aB	1,3bA	2,37aB	2,16a	0,92A

Letras minúsculas comparam o tratamento BL com cada um dos níveis de BBL. Letras maiúsculas comparam o tratamento convencional com cada um dos níveis de BBL. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Dunett ($P>0,05$).

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Tabela 8 – Equações de regressão relacionando produção de matéria seca da beterraba com os níveis de BBL aplicados

Variável (g)	Regressão	R ²
MSPA	$y = 1,98 + 0,2936^{**}x$	0,9373
MSRT	$y = 0,1036 + 0,550^{**}x$	0,979
MSRF	$y = 0,4428 + 0,1772^{*}x$	0,8308

** e * significativo a 1 e a 5 %, respectivamente, pelo teste de t.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Apesar de que os resultados de BBL foram inferiores aos observados com adubação convencional em 54,7% para a parte aérea e 43,7% para a raiz tuberosa, dentre os níveis utilizados, de 0% aos 10% houve um incremento significativo de produção de biomassa com a aplicação de biocarvão. Outros autores também verificaram efeito positivo da aplicação de biocarvão sobre a produção de matéria seca das plantas (ALBURQUERQUE *et al.*, 2014; HOSSAIN *et al.*,

2010; ROSA *et al.*, 2014). Em relação aos níveis de BBL, verificou-se que a matéria seca de raízes tuberosas, as raízes finas e a parte aérea aumentaram linearmente com os níveis de biocarvão (TABELA 8).

Os maiores teores de macronutrientes nas plantas de beterrabas foram observados na parte aérea em relação às raízes (TABELA 9), corroborando com Tivelli e Trani (2008), que observaram que nas folhas de beterraba se concentram as maiores quantidades de nutrientes. Os teores de N e K, tanto na parte aérea quanto nas raízes foram maiores no tratamento convencional do que aqueles obtidos nos tratamentos com biocarvão. Para o Ca, Mg e S, os menores teores foram encontrados na parte aérea do tratamento convencional, enquanto que para as raízes não houve diferenças significativas entre os tratamentos para Mg, S e P (TABELA 9).

Tabela 9 – Teor de macronutrientes na parte aérea (PA) e raiz tuberosa (RT) da beterraba cultivada com diferentes níveis de BBL em comparação com adubação mineral e BL

Variável g kg ⁻¹	C	Níveis de BBL % (v/v)					BL	TC
		0	2,5	5	7,5	10		
N	PA	18,00bB	14,54bB	15,04bB	16,56bB	17,84bB	25,92a	40,96A
	RT	15,20aB	12,14bB	12,24bB	12,32bB	12,80bB	15,30a	28,10A
S	PA	4,37bA	4,44bB	6,11aB	6,44aB	7,14aB	7,31a	2,96A
	RT	1,01aA	0,98aA	0,89aA	0,52aA	0,75aA	0,71a	0,90A
Ca	PA	23,23bB	19,18bB	22,23bB	21,71bB	25,88bB	33,81a	9,92A
	RT	2,62aB	2,93aB	2,27aB	1,89aB	1,85aB	2,56a	0,41A
K	PA	19,38bB	24,24bB	22,42bB	28,86bB	32,34bB	9,04a	65,91A
	RT	10,64aB	12,50bB	13,09bB	13,78bB	14,60bB	8,44a	23,25A
P	PA	8,46aB	8,60aB	9,04aB	8,90aB	8,92aB	7,08a	4,38A
	RT	3,94aA	3,56aA	3,78aA	3,43aA	3,37aA	3,31a	3,71A
Mg	PA	9,81bB	11,00bA	16,67aB	16,37aB	16,65aB	17,43a	12,86A
	RT	2,61aA	2,99aB	2,65aA	2,49aA	2,26aA	2,56a	2,26A

Letras minúsculas comparam o tratamento BL com cada um dos níveis de BBL. Letras maiúsculas comparam o tratamento convencional com cada um dos níveis de BBL. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Dunnett (P>0,05).

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A ordem decrescente de macronutrientes na parte aérea das plantas de beterraba foi: $K > N > Mg > Ca > P > S$, para tratamento convencional, e $K > Ca > Mg > N > P > S$, para o tratamento adubado com BBL. Para as raízes, a ordem decrescente foi: $N > K > P > Mg > S > Ca$, para o tratamento convencional, e $K > N > P > Mg > Ca > S$, para o BBL. A ordem de teores de nutrientes na planta pode ser um indicativo da quantidade disponível dos nutrientes no solo e da necessidade da planta.

Segundo Sediya *et al.* (2011), a ordem decrescente de nutrientes em plantas de beterraba é: $K > N > Ca > Mg > P > S$. No entanto, a comparação com os dados de literatura é dificultada, porque a diagnose nutricional é realizada com amostras de folhas recém-maduras, completamente desenvolvidas e no presente estudo foram analisadas a parte aérea total e raízes.

Adotando os teores obtidos no tratamento convencional como os mais adequados para plantas, uma vez que nesse tratamento foram obtidas as maiores produtividades, pode-se inferir que tanto o BBL quanto o BL não supriram adequadamente as plantas com N e K. Porém, obteve-se aumento do teor de K a partir do nível 2,5% com a adição BBL em relação ao tratamento BL, e aumento linear para o incremento dos níveis avaliados, para PA e RT. Para diminuir esse problema, Sousa (2015) sugere a coprodução de biocarvão de lodo de esgoto com matérias-primas ricas em nutrientes, como o potássio.

Ressalta-se que, apesar dos baixos teores de K, elemento que participa da produção e transporte de carboidratos na planta, os graus Brix da raiz tuberosa foram satisfatórios, variando entre 10° a 11,6° sem diferenças significativas entre os tratamentos. Esses resultados são bastante semelhantes aos encontrados por Santos (2010), que variaram de 10,42° a 10,90° Brix e Marques (2010) de 10,26° a 11,10° Brix, para beterraba. Deve-se destacar que o menor crescimento das raízes com a aplicação de biocarvão pode ter favorecido a concentração de açúcares.

Em referência à faixa adequada de macronutrientes nas folhas de beterraba, Trani e Rajj (1997) observaram os seguintes valores: N: 30 – 50; S: 2 – 4, Ca: 25 – 35; K: 20 – 40; P: 2 – 4 e Mg: 3 – 8 g kg⁻¹. Assim sendo, no presente estudo, os teores de Ca e K na parte aérea encontraram-se dentro do esperado, enquanto que o P, Mg e S ficaram acima e o de N abaixo para os tratamentos com BBL (TABELA 9).

Os teores de macronutrientes avaliados nas raízes tuberosas diminuíram linearmente com o aumento dos níveis de BBL a exceção de K. No entanto, o acúmulo nas plantas aumentou linearmente com os níveis de BBL (TABELA 11), indicando efeito de diluição pelo maior crescimento das raízes. Em relação à parte aérea, com aplicação do BBL, verificou-se um aumento linear dos teores de macronutrientes com os níveis desse biocarvão (TABELA 10).

Tabela 10 – Equações de Regressão dos teores de macronutrientes da parte aérea e raiz tuberosa nas beterrabas em resposta dos níveis de BBL

Variável g kg ⁻¹		Regressão	R ²
K	PA	$y = 19,339 + 1,2217 \cdot x$	0,875
	RT	$y = 11,083 + 0,3678 \cdot x$	0,9431
Ca	PA	$y = 22,718 - 1,158x + 0,1472 \cdot x^2$	0,7584
	RT	$y = 2,8286 - 0,1028 \cdot x$	0,7624
Mg	PA	$y = 10,29 + 0,762 \cdot x$	0,7841
	RT	$y = 2,8352 - 0,0472 \cdot x$	0,5031
P	PA	$y = 8,5401 + 0,0487 \cdot x$	0,6302
	RT	$y = 3,8703 - 0,0507 \cdot x$	0,6974
S	PA	$y = 4,1921 + 0,3014 \cdot x$	0,9244
	RT	$y = 1,026 - 0,0395 \cdot x$	0,5969

** e * significativo a 1 e a 5 %, respectivamente, pelo teste de t.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Tabela 11 – Equações de Regressão do acúmulo de macronutrientes da parte aérea e raiz tuberosa nas beterrabas em resposta dos níveis de BBL

Variável mg/2 plantas	C	Equação	R ²
N	PA	$y = 29,52 + 5,383^{**}x$	0,99
	RT	$y = 1,276 + 6,923^{**}x$	0,99
S	PĀ	$y = 7,463 + 2,655^{**}x$	0,99
	RT	$y = 0,335 + 0,349^{**}x$	0,95
Ca	PĀ	$y = 38,02 + 8,010^{**}x$	0,99
	RT	$y = 1,165 + 0,944^{**}x$	0,99
K	PĀ	$y = 34,42 + 11,54^{**}x$	0,98
	RT	$y = -1,296 + 8,136^{**}x$	0,98
P	PĀ	$y = 16,91 + 2,713^{**}x$	0,96
	RT	$y = 0,780 + 1,838^{**}x$	0,99
Mg	PĀ	$y = 19,56 + 6,406^{**}x$	0,97
	RT	$y = 0,894 + 1,235^{**}x$	0,99

** e * significativo a 1 e a 5 %, respectivamente, pelo teste de t.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Ainda para o BBL, o aumento dos níveis diminuiu linearmente a concentração dos micronutrientes Fe e Mn e aumentaram linearmente os de Cr e Cu na parte aérea, assim como na raiz tuberosa (TABELA 12). Novamente, esses resultados podem ser atribuídos ao efeito de diluição, uma vez que a produção de matéria seca aumentou linearmente com os níveis de biocarvão.

Para o Fe na planta, considerado como o micronutriente de maior exportação pela beterraba (KIRKBY; RÖMHELD, 2007; PEDROSO, 2011) e para o Zn (TABELA 12) quando se aplicou os biocarvões (BL e BBL), os teores foram superiores aos da faixa considerada adequada por Malavolta *et al.* (1997), sendo Fe: 70-200 e Zn: 20-40 mg kg⁻¹ e aos observados por Fernandes *et al.* (2007) para teores de metais pesados em olerícolas no estado de Minas Gerais sendo: Fe: 3,267 - 571,547 e Zn: 8,840 - 115,36 mg kg⁻¹,

porém adequado para Zn ($100 - 400 \text{ mg kg}^{-1}$), segundo Alloway (1997) e Kabata-Pendias (2001).

Não foi observado nenhum sintoma visual de toxidez nas plantas, o que pode abrir linhas de estudos para BL e BBL na biofortificação de Zn e Fe para as plantas.

Considerando a umidade das beterrabas e o teor de matéria seca, os dados obtidos nos tratamentos avaliados para Cu (TABELA 12) são aceitáveis para ANVISA (1998) com limite crítico de Cu de 10 mg kg^{-1} de peso fresco, assim como adequados para a faixa de Kabata-Pendias (2001): $20 - 100 \text{ mg kg}^{-1}$.

Para o Cr, na parte aérea, os menores teores foram encontrados no tratamento convencional, no BL e no maior nível de BBL (TABELA 12). Por outro lado, nas raízes tuberosas o tratamento convencional apresentou teores mais elevados que nos demais tratamentos (TABELA 12). Tanto na parte aérea quanto nas raízes tuberosas, independentemente do tratamento, os teores de Cr ficaram dentro do limite crítico proposto por Alloway (1997): $5 - 30 \text{ mg kg}^{-1}$, acima do qual a toxidez para as plantas é aumentada. Segundo Clarkson (1997) e Lukaski (2000), a ingestão segura de Cr está na faixa de 50 a 200mg ao dia, porém não existe uma recomendação permitida ou máxima para prevenir danos à saúde.

Por outro lado, as recomendações de Cr para a ingestão diária é de 25 mg ao dia para mulheres e 35 mg ao dia para homens adultos (TRUMBO *et al.*, 2001). No presente estudo, sendo os teores máximos de Cr obtidos de 11,47; 8,31 e 24,85 mg kg^{-1} , é possível um consumo máximo por dia de 2,19; 3; 1 kg para mulheres e 3,05; 4,2; 1,4 kg para homens de matéria seca de beterraba produzida com a utilização de BBL, BL e TC respectivamente.

Em relação ao Cd e ao Pb, pela metodologia utilizada não foi possível quantificar a presença desses elementos nos tecidos vegetais da beterraba. O valor mínimo de detecção do espectrofotômetro utilizado era de $0,002 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd e de Pb. Deve-se considerar que os fosfatos naturais, amplamente utilizados

em sistemas agroecológicos, podem disponibilizar grandes quantidades de metais pesados para as plantas (CAMPOS *et al.*, 2005; FREITAS *et al.*, 2009), assim como os corretivos da acidez do solo, como os calcários (GONÇALVES; LUCHESE; LENZI, 2000; SAMPAIO *et al.*, 2008).

Tabela 12 – Teor de micronutrientes na parte aérea (PA) e raiz tuberosa (RT) da beterraba cultivada com diferentes níveis de BBL em comparação com adubação mineral e BL

Variável mg kg ⁻¹	C	Níveis de BBL % (v/v)					BL	TC
		0	2,5	5	7,5	10		
Fe	PA	1534,93bA	1500,17bA	1533,07bA	1165,05aA	507,09aA	832,99a	947,93A
	RT	1114,56bA	1278,57bA	884,42aA	751,91aA	621,18aB	540,67a	1202,60A
Mn	PA	677,94bB	256,56aB	255,56aB	187,91aB	174,18aB	192,35a	382,47A
	RT	125,26 bB	70,87bB	53,29bA	28,67aB	17,62aB	25,93a	46,99A
Cu	PA	3,52bA	9,59bB	14,11bB	14,34bB	14,46bB	17,95a	2,01A
	RT	6,35bB	10,25bB	12,31aB	10,33bB	11,12bB	14,75a	2,62A
Ni	PA	2,83bA	3,49bA	3,46bA	2,53aA	0,75aA	1,11a	2,02A
	RT	2,65aB	5,62aB	4,15aB	5,47aB	5,46aB	3,85a	14,43A
B	PA	47,89aB	39,99aB	46,51aB	44,84aB	45,59aB	43,99a	10,91A
	RT	20,31bB	17,55aB	17,95aB	16,59aB	15,74aA	17,07a	12,86A
Zn	PA	105,11bA	304,91aB	307,35aB	295,24aB	234,71aB	250,17a	36,79A
	RT	92,46aB	121,72aB	128,69aB	100,38aB	70,54aB	108,21a	31,01A
Cr	PA	9,80aA	13,91bB	14,42bB	10,96aA	3,53aA	5,54a	4,97A
	RT	6,16aB	11,34aB	8,73aB	11,07aB	11,47aB	8,31a	24,85A

Letras minúsculas comparam o tratamento BL com cada um dos níveis de BBL. Letras maiúsculas comparam o tratamento convencional com cada um dos níveis de BBL. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Dunett (P>0,05).

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A ordem decrescente de acúmulo de micronutrientes (TABELA 12) nas plantas de beterraba foi: Fe > Mn > Zn > Ni > B > Cu, para o tratamento convencional e Fe > Zn > Mn > B > Cu > Ni para o BBL. Ao avaliar os teores (TABELA 12) e os acúmulos (TABELAS 13 e 14) de micronutrientes nos níveis de BBL, observou-se, de modo geral, uma diminuição dos teores e um aumento do acúmulo com o aumento da produção de matéria seca, possivelmente devido a um efeito de

diluição. Outro importante resultado é quando se compara os acúmulos de micronutrientes nos tecidos vegetais nos tratamentos BL e 5% de BBL, em que se verificou que a mistura do lodo com bagaço de cana-de-açúcar diminui a disponibilidade desses elementos no biocarvão produzido.

Tabela 13 – Acúmulo de micronutrientes na parte aérea (PA) e raiz tuberosa (RT) da beterraba cultivada com diferentes níveis de BBL em comparação com adubação mineral e BL (2 plantas por vaso)

Variável µg/2plan- tas	C	Níveis de Biocarvão BBL % (v/v)					BL	TC
		0	2,5	5	7,5	10		
Fe	PA	2517,3bB	4440,5aB	5611,0aB	5102,9aB	2332,6bB	4598,1a	9644,2A
	RT	445,8bB	1756,8aB	2078,4bB	3293,4bB	3590,4bB	1589,6a	12355,5A
Mn	PA	1111,8aA	759,4bA	935,3aA	823,1aA	801,2aA	1061,8a	3891,3A
	RT	50,1bB	97,4bB	125,2bB	125,6bB	101,9bB	76,2a	482,8A
Cu	PA	5,8bB	28,4bA	51,6bB	62,8bB	66,5bB	99,1a	20,5A
	RT	2,5bB	14,1bB	28,9bA	45,3aB	64,3bB	43,4a	26,9A
Ni	PA	4,6bB	10,3bB	12,7bB	11,1bB	3,5bB	6,1a	20,6A
	RT	1,1bB	7,7bB	9,7aB	23,9bB	31,6bB	11,3a	148,3A
B	PA	78,5bA	118,4bA	170,2bB	196,4bB	209,7aB	242,8a	111,0A
	RT	8,1bB	24,1bB	42,2aB	72,7bB	90,9bB	50,2a	132,1A
Zn	PA	172,3bA	902,5bA	1124,9aA	1293,2aA	1079,7aA	1380,9a	374,4A
	RT	36,9bB	167,2bB	302,4aA	439,7bB	407,8bB	318,1a	318,6A
Cr	PA	16,1bB	41,2bB	52,8bA	48,0bA	16,3bA	30,5a	50,6A
	RT	2,5bB	15,6bB	20,5aB	48,5bB	66,3bB	24,4a	255,3A

Letras minúsculas comparam o tratamento BL com cada um dos níveis de BBL. Letras maiúsculas comparam o tratamento convencional com cada um dos níveis de BBL. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Dunett ($P>0,05$).

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Tabela 14 – Equações de Regressão dos teores e acúmulos de micronutrientes da parte aérea e raiz tuberosa nas beterrabas em resposta dos níveis de BBL

Variável		Regressão teor mg kg ⁻¹	R ²	Regressão acúmulo µg / 2plantas	R ²
Fe	PA	y= 1726,2-95,633*x	0,73	y= 3142+331,7**x	0,90
	RT	y= 1232,8-60,537**x	0,80	y= 667,8+313,03**x	0,95
Mn	PA	y= 525,66-43,046**x	0,66	y= 997,68-22,3x	0,38
	RT	y= 110,63-10,299*x	0,92	y= 67,68+7,668**x	0,91
Cu	PA	y= 5,8849+1,0644*x	0,78	y= 11,86+6,2344**x	0,93
	RT	y= 8,1493+0,3849*x	0,46	y= 0,0914+6,1857**x	0,99
Ni	PA	y= 3,6364-0,2045*x	0,52	y= 6,757+0,736**x	0,88
	RT	y= 3,5776+0,2189**x	0,46	y= - 0,637+3,0905**x	0,95
B	PA	y= 44,92+0,0094x	0,02	y= 86,585+13,615**x	0,95
	RT	y= 19,649-0,404*x	0,85	y= 4,7596+8,5713**x	0,99
Zn	PA	y= 123,1+71,149x-6,1168*x ²	0,90	y= 433,4+104,2*x	0,84
	RT	y= 93,871+14,935x-1,7542**x ²	0,96	y= 60,02+43,75**x	0,97
Cr	PA	y= 13,62-0,61*x	0,31	y= 3,488*x+25,42	0,85
	RT	y= 7,68+0,41**x	0,51	y= 6,426**x-1,451	0,98

** e * significativo a 1 e a 5 %, respectivamente, pelo teste de t.

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

5.4 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

A soma do fracionamento físico da matéria orgânica do solo foi distribuída em: fração leve (FL>50), fração areia (FP>50) e fração silte e argila (F<50), medidos em micrômetros equivale aos 100% do teor de carbono total. Para o presente estudo, na caracterização do solo a percentagem de carbono da fração leve e fração silte e argila aumentou com o incremento dos níveis de biocarvão produzido a partir de lodo de esgoto e bagaço de cana-de-açúcar (BBL), tanto antes quanto após o cultivo, enquanto que a fração areia diminuiu (TABELA 15).

Tabela 15 – Caracterização do fracionamento físico da matéria orgânica do solo em percentagem

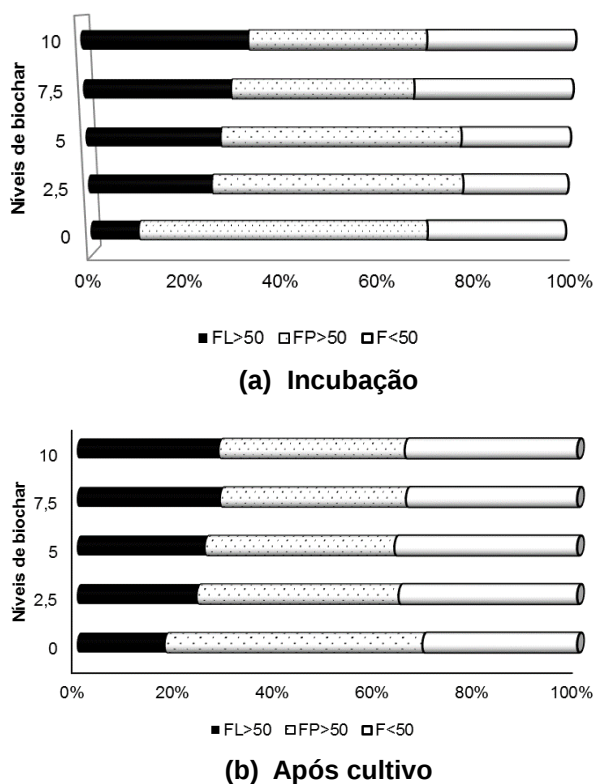
Variável %		Níveis de biocarvão % (v/v)					BL	TC
		0	2,5	5	7,5	10		
FL>50	Antes	10,21	25,84	27,91	30,26	33,93	20,53	12,98
	Após	17,64	24,03	25,64	28,69	28,42	22,30	16,18
FP>50	Antes	60,73	52,30	49,57	37,33	36,04	55,06	47,86
	Após	51,46	40,30	37,86	37,11	37,14	31,44	48,90
F<50	Antes	29,06	21,86	22,52	32,41	30,03	24,41	39,16
	Após	30,90	35,67	36,50	34,20	34,44	46,26	34,92

Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

Em relação ao período de 55 dias de cultivo da beterraba, observou-se, de modo geral, uma diminuição da fração leve e aumento da fração silte + argila, sendo que no tratamento com biocarvão de lodo de esgoto (BL) ocorreu o maior aumento percentual (TABELA 15). Por outro lado, no tratamento com adubação convencional, observou-se um ligeiro aumento das frações leve e areia após o cultivo da beterraba (TABELA 15).

De acordo com a metodologia utilizada, a densidade dos componentes da matéria orgânica do solo é a base para a separação das diferentes frações (MADARI *et al.*, 2009; CONCEIÇÃO *et al.*, 2015). Dessa forma, era de se esperar que a adição de biocarvão, cuja densidade de partículas era de 0,725 a 0,84 g cm⁻³ para BL e BLL respectivamente (TABELA 1), proporcionasse um aumento das frações mais leves de matéria orgânica do solo. Segundo Madari *et al.* (2009), também se encontraram elevadas quantidades de carbono pirogênico nas frações mais leves da matéria orgânicas de Terras Pretas, o que corrobora os resultados do presente estudo.

Figura 5 – Percentagem de frações da matéria orgânica do solo no teor total de C. FL>50 (Fração leve), FP>50 (fração areia) e F<50 (fração silte e argila) antes e após do cultivo da beterraba



Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

A contribuição percentual da fração leve para a matéria orgânica do solo (FIGURA 5) está dentro dos valores considerados adequados. De acordo com Madari *et al.* (2009); Primo, Menezes, e Silva (2011), essa fração varia de 5 a 35 % do C total.

Em condições adequadas de mineralização de resíduos vegetais, a fração leve da matéria orgânica é uma das mais lábeis, com a função de proporcionar energia para os organismos e fornecer nutrientes para as plantas (SIX *et al.*, 2002; MADARI *et al.*, 2009). No

entanto, é conhecido que o carvão e materiais pirogênicos são do grupo de moléculas recalcitrantes com maiores estabilidade e resistência à ação biológica dos microrganismos, devido as suas características estruturais, composição molecular e morfologia, decorrentes das condições de formação (KIMETU; LEHMANN, 2010; MADARI *et al.*, 2009; SINGH; COWIE, 2014).

A diferença das frações entre os dois biocarvões avaliados, pode ser atribuída à composição estrutural do bagaço de cana-de-açúcar, que é mais rico em lignina, celulose e hemicelulose, quando comparado ao lodo de esgoto e /ou à densidade do biocarvão. Dessa forma, a utilização da metodologia de fracionamento físico da matéria orgânica do solo proposta por Christensen (1985; 1992) deve ser mais bem estudada para verificar a sua aplicabilidade em solos que receberam a aplicação de biocarvão.

A marcação isotópica natural do solo utilizado no presente estudo foi de -23,4, enquanto que o tratamento convencional foi de -23,12, no tratamento com BL de lodo de esgoto foi de -23,08 e, no BBL foi de -23,15 (TABELA 16). Esses resultados correspondem a valores obtidos para plantas de ciclo C3 que discriminam o ^{13}C . A diminuição de ^{13}C nos resíduos presentes em lipídeos, carotenoides e lignina proporciona maior resistência à decomposição (ALVES *et al.*, 2006; CARVALHO *et al.*, 2008).

O uso de bagaço de cana-de-açúcar para a produção do BBL, resíduo de uma planta C4 (CIENFUEGOS E.; MORALES P., 2001; ALVES *et al.*, 2006.), com afinidade pelo ^{13}C , permitiu um enriquecimento no BBL, assim como a modificação da composição isotópica do solo avaliado com aplicação de BBL, que apresentou os menores valores de $\delta^{13}\text{C}$. (TABELA 16). Dessa forma, corroborando com Alves *et al.* (2006), a abundância isotópica é um indicativo da origem do material vegetal formador da matéria orgânica do solo.

Tabela 16 – Contribuição dos níveis BBL ao carbono do solo em relação aos tratamentos de BL e adubação mineral

Variável	Níveis de biocarvão % (v/v)					BL	TC
	0	2,5	5	7,5	10		
$\delta^{13}\text{C}$	-23,08aA	-22,41aA	-21,42bB	-21,13bB	-21,29bB	-23,15a	-23,12A
%MO N	97,42a	78,44b	56,85b	50,47b	44,45b	99,40a	-
%MO B	2,58b	21,56b	43,15b	49,53b	55,55b	0,56a	-
^{15}N	6,62aA	6,18aA	6,01aA	5,75bB	5,87bB	6,36a	6,40A
C gkg ⁻¹	6,85bA	8,80bB	10,80bB	11,84bB	13,68bB	12,94a	7,16A
N gkg ⁻¹	0,39bA	0,52bA	0,73aA	0,63aA	0,80aA	0,86a	0,59A
C/N	17,56aB	16,92aB	14,79aB	18,79aB	17,10aB	15,05a	12,13B

Letras minúsculas comparam o tratamento BL com cada um dos níveis de BBL. Letras maiúsculas comparam o tratamento convencional com cada um dos níveis de BBL. Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Dunett ($P>0,05$).
Fonte: Elaborada pela autora, 2016.

O teor de carbono presente no solo aumentou em 99% aproximadamente do nível 0 para o 10% de BBL (TABELA 16). Da mesma forma, verificou-se aumento do carbono no solo onde foi aplicado o BL. Lima (2014) também verificou aumento do teor de C com a aplicação de biocarvão produzido a partir de espécies de Cerrado e Eucalipto. Por outro lado, não houve alteração no carbono do solo do tratamento convencional (TC) durante o cultivo da beterraba, sendo que o teor de carbono no período de incubação foi de 7,09 g kg⁻¹ (TABELA 16).

Por meio da relação C/N pode-se inferir sobre a velocidade de decomposição dos resíduos no solo. A relação C/N encontrada no tratamento convencional está dentro da faixa esperada para solos agrícolas, que é de 10,2 a 14,7 (ABBRUZZINI, 2011). Porém esse valor foi inferior ao verificado ao tratamento sem aplicação de fertilizantes minerais e biocarvão. Esse resultado, de acordo com a tabela 16, se deve ao aumento dos teores de nitrogênio com aplicação de fertilizantes nitrogenados no tratamento convencional, uma vez que não houve alteração no teor de carbono.

Por outro lado, quando se aplicou biocarvão, tanto no BL quanto no BBL, a relação C/N foi maior que no tratamento convencional devido ao aumento nos teores de carbono (TABELA 16). Deve-se considerar também que uma relação C/N alta, limita a disponibilidade de N mineral para os microrganismos que decompõem resíduos orgânicos assim como a nutrição nitrogenada dos cultivos (SEDIYAMA *et al.*, 2011).

Diante desses resultados, verifica-se a necessidade de realizar trabalhos de longa duração e de campo para compreender melhor os efeitos dos biocarvão na dinâmica da matéria orgânica do solo e no estoque de carbono.

6 CONCLUSÕES

- Os biocarvões produzidos a partir de lodo de esgoto apresentaram teores de nutrientes e de Cd e Pb abaixo dos limites máximos estabelecidos pela legislação brasileira;
- A adição de bagaço de cana-de-açúcar ao lodo de esgoto aumentou o rendimento, os teores de carbono e potássio e diminui os teores de metais pesados quando comparado ao biocarvão produzido exclusivamente com lodo de esgoto;
- A aplicação de biocarvões elevou o pH do solo, a saturação por bases, a disponibilidade de nutrientes para as plantas, a fração leve de matéria orgânica e enriqueceu o carbono, quando comparados à adubação mineral;
- A aplicação de biocarvões e de fosfato natural reativo proporcionou uma produção de matéria seca da parte aérea e raiz tuberosas de beterraba equivalente a 50% daquela obtida com a adubação mineral. No entanto, a produção de raízes finas foi significativamente maior nas plantas cultivadas com os biocarvões;
- Os teores de Fe, Mn, P, Mg nas plantas ficaram acima dos valores de referência considerados adequados para a nutrição da beterraba, sem, no entanto, provocar sintomas visuais de fitotoxidez. Os teores de Cd e Pb ficaram abaixo do limite de detecção da metodologia utilizada.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos, a transformação do lodo de esgoto em biocarvão mostrou-se uma alternativa promissora para melhorar as propriedades químicas do solo e da produção vegetal e, principalmente, para dar uma destinação ambientalmente segura de resíduos orgânicos potencialmente poluidores.

Ainda que a legislação brasileira não permita a aplicação de lodo de esgoto e de seus derivados em olerícolas, na presente investigação, mesmo no maior nível de biochar, observou-se crescimento da planta sem apresentar sintomas de toxidez visual. Diante disso e com a promoção de novas pesquisas, poder-se-ia ampliar as alternativas de aplicação em outros sistemas de cultivo.

Para o uso contínuo de biochar de lodo de esgoto na agricultura deve-se ponderar a concentração de metais pesados não volatilizáveis com a pirólise, o que pode, ao longo do tempo, aumentar a concentração tanto no solo como nas plantas.

Dado que o maior nível de BBL avaliado conseguiu atingir aproximadamente a metade da produção com adubo mineral, deve-se considerar a viabilidade econômica desta tecnologia para a redução de insumos na agricultura.

Para conhecer a porcentagem real de diminuição de disponibilidade de metais pesados pela conversão de lodo de esgoto a biocarvão, sugere-se a realização de um experimento de longa duração comparando o resíduo sem pirolisar e depois de pirolisado.

Com aplicação do biochar ocorreu um aumento do teor de carbono orgânico do solo, no entanto para conhecer o efeito real do sequestro do carbono ao longo de anos sugere-se a realização de trabalhos de longa duração e em condições de campo.

Ante o universo de probabilidades que oferece a produção de biochar de lodo de esgoto em mistura com o bagaço de cana-de-açúcar, devem ser estudadas possíveis combinações diferentes de concentração para ambos resíduos em relação massa / massa ou

volume / volume, ampliando a faixa de temperatura para a pirólise a diferentes granulometrias, níveis e plantas testes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBRUZZINI, T. F. **Qualidade e Quantidade da matéria orgânica do solo em cultivo convencional e orgânico de cana de açúcar**. Piracicaba 2011. 92 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, São Paulo, 2011.

ABDELHAFEZ, A. A.; L. I. J.; ABBAS, M. H. H. Feasibility of biochar manufactured from organic wastes on the stabilization of heavy metals in a metal smelter contaminated soil. **Chemosphere**, v.117, p. 66-71, 2014.

ALBURQUERQUE, J. A.; CALERO, J. M.; BARRÓN, V.; TORRENT, J.; DEL CAMPILLO, M. C.; GALLARDO, A.; VILLAR, R. Effects of biochars produced from different feedstocks on soil properties and sunflower growth. **J. Plant Nutr. Soil Sci.**, v. 177, p. 16–25, 2014.

ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Emprego de Isótopos Estáveis para o Estudo do Carbono e do Nitrogênio no Sistema Solo-Planta. In: AQUINO, A. M. de; ASSIS, R. L. de (Ed.). **Processos biológicos no sistema solo-planta**: ferramentas para uma agricultura sustentável. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2006. cap. 13. p. 343-368.

ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. 2. ed. London: Blackie Academic & Profesional, 1997. 368 p.

AMONETTE, J.; JOSEPH, S. Characteristics of Biochar: Micro Chemical Properties. In: Lehmann, J. and Joseph, S., Eds., **Biochar for environmental management**: science and technology. Earthscan, London: 2009. p. 33-52.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA – ANVISA. Ministério da Saúde. **Portaria n° 685**, de 27 de agosto de 1998. Brasília, 1998 Disponível em <http://www.anvisa.gov.br/legis/portarias/685_98.htm>. Acesso em: 10 abr. 2016.

ARAUJO, A. S. **Efeito do biochar de lodo de esgoto na redução das emissões de óxido nitroso do solo sob condições de incubação**. Brasília, 2015. 38 f. Monografia de Graduação – Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, 2015.

ARENAS, M. F. G-R. N. de. **Estudio de contaminantes orgánicos en el aprovechamiento de lodos de depuradora de aguas**

residuales urbanas. 2008. Tesis (Doctoral) – Universidad de Alicante, España, 2008.

BONO, E.; TOMAS, J. **Residuos urbanos y sustentabilidad ambiental**: Estado de la cuestión y debate en la comunidad valenciana. Universidad de Valencia. Instituto Mediterráneo para el desarrollo sostenible, 2006.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução Normativa SDA nº 03**. Diário Oficial -DOU de 27 de janeiro de. 2015.

BRASIL. **Balanço Energético Nacional 2015** – EPE. 2015a. Disponível em: < <https://ben.epe.gov.br> >. Acesso em: 10 fev. 2016.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 375**, de 29 de agosto de 2006. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama/>>. Acesso em: 8 fev. 2016.

BUAH, W. K.; CUNLIFFE, A. M.; WILLIAMS, P. T. **Characterization of products from the pyrolysis of municipal solid waste**. Process safety and Environmental Protection, v. 85, n. 5, p. 450-457, 2007.

CANABARRO, N.; SOARES, J. F.; ANCHIETA, C. G. KELLING, C. S.; MAZZUTTI, M. A. Thermochemical processes for biofuels production from biomass. **Sustainable Chemical Processes**, p. 1-22, 2013.

CANTRELL, K. B.; HUNT, P. G.; UCHIMIYA, M.; NOVAK, J. M.; RO, K. S. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar . **Bioresource Technology**. v. 1007, p. 419–428, 2012.

CARVALHO, A. M. de; BUSTAMANTE, M. M. da. C.; ALCANTARA, F. A. de; RESCK, I. S.; LEMOS S. de S. **Decomposição de resíduos vegetais e efeitos sobre Carbono, Nitrogênio e Fósforo em Latossolo**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. 24p.

CHAN, K. Y.; ZWIETEN, L. V.; MESZAROS, I.; DOWNIE, A.; JOSEPH, S. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. **Australian Journal of Soil Research**, n. 45, p. 629-634, 2007.

CLARKSON, P. M. Effects of exercise on chromium levels: Is supplementation required? **Sports Med.**, n. 6, p. 341-349, 1997.

CAMPOS, M. L.; SILVA, F. N.; FURTINI NETO, A. E.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; ANTUNES, A. S. Determinação de cádmio, cobre, cromo, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 361-367, 2005.

CAYUELA, M. L.; VAN ZWIETEN, L.; SINGH, B. P.; JEFFERY, S.; ROIG, A.; SÁNCHEZ-MONEDERO, M. A. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 191, p. 5-16, 2014.

CETESB. **P 4.230**. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas: critérios para projeto e operação: manual técnico. ago. 1999.

CIENFUEGOS, E.; MORALES, P. **Los isótopos estables de carbono como trazadores de adulteración de productos naturales** In: SIMPOSIO DE METROLOGÍA. Laboratorio de Espectrometría de Isótopos Estables, 2001, D.F., México. **Anais...** D.F., México: Instituto de Geología; UNAM, 2001. 6 p.

CHAO-HSIUNG, W.; CHING-YUAN, C.; CHAO-HENG, T.; JYH-PING, L. Pyrolysis product distribution of waste newspaper in MSW. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 67, n.1, p. 41-53, 2003.

CHENG, C. H; LEHMANN, J.; ENGELHARD, M. H. Natural oxidation of black carbon in soils: changes in molecular form and surface charge along a climosequence. **Geochim Cosmochim Acta**, v. 72, p. 1598–1610, 2008. Disponível em: < <http://www.css.cornell.edu/faculty/lehmann/publ/GeochimCosmochimActa%2072,%201598-1610,%202008%20Cheng.pdf> >. Acesso: 05 maio 2016.

CHRISTENSEN, B. T. Carbon and nitrogen in particle size fractions isolated from Danish arable soils by ultrasonic dispersion and gravity-sedimentation. **Acta Agricultura e Scandinavica**, London, v. 35, p. 175-187, 1985.

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Science**, New York, v. 20, p. 1-90, 1992.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; SALTON, J. C.; REIS, C. E. S. dos. Eficiência de soluções densas no fracionamento físico da matéria orgânica do solo. **Revista Brasileira Ciências do Solo**, n. 39, p. 490-497, 2015.

DEHKHODA, A.M.; WEST, A. H.; ELLIS, N. Biochar based solid acid catalyst for biodiesel production. **Applied catalysis A: general**. Amsterdam, v. 382. n. 2, p. 197-204, 2010.

FREITAS, E. V. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; GOULART, D. F.; SILVA, J. P. S. Disponibilidade de cádmio e chumbo para milho em

solo adubado com fertilizantes fosfatados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1899-1907, 2009.

FIGUEIREDO J. C. **Estimativa de produção de biogás e potencial energético dos resíduos sólidos urbanos em Minas Gerais**. 2012. 138 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2012.

FOX, T. A.; CHAPMAN, L. Engineering geo-engineering. **Meteorological Applications**, v. 18, p. 1-8, 2011.

GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, M. T.; SÁNCHEZ, F. I.; BERNAL, M. P.; CARRILLO, R. C.; CABRERA, F.; MADEJÓN, E. M.; CABRERA, A.; COX, L. **De residuo a recurso es el camino hacia la sostenibilidad**. Madrid, España: Mundi Prensa, 2014.

GLASER, B.; JOHANNES L.; ZECH, W. Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal: a review. **Biology and Fertility of Soils**, n. 35, p. 219–230, 2002.

GONÇALVES, F. **Fertilidade e fitodisponibilidade de metais pesados em solo com resíduo de sucata automobilística**. 2008. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical e Subtropical) – Instituto Agrônomo, Campinas, 2008.

GONÇALVES JUNIOR, A.C.; LUCHESE, E.B.; LENZI, E. Avaliação da fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e crômio, em soja cultivada em latossolo vermelho escuro tratado com fertilizantes comerciais. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 173-177, mar./abr. 2000.

GRADY, O. R.; RUSH, R. **The Terra Preta phenomenon: managing the carbono cycle**. In: KATANNING WORKSHOP, 2007. Disponível em: <<http://www.amazingcarbon.com/O'Grady%20and%20Rush%20the%20Terra%20Preta%20phenomenon.pdf>>. Acesso em: 2 fev. 2016.

HERNÁNDEZ-APAOLAZA, L.; GASCÓ, J.M.; GUERRERO, F. Initial organic matter transformation of soil amended with composted sewage sludge. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v.32, p.421-426, 2000.

HOSSAIN, M.K., STREZOV, V., NELSON, P.F. Thermal characterisation of the products of wastewater sludge pyrolysis. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v.85, p. 442–446, 2009.

HOSSAIN, M.K; STREZOV, V.; YIN CHAN, K.; NELSON, P. F. Agronomic properties of wastewater sludge biochar and bioavailability of metals in production of cherry tomato (*Lycopersicon esculentum*). **Chemosphere**, n. 78, p. 1167–1171, 2010.

HOSSAIN, M. K; STREZOV, V.; YIN CHAN, K.; ZIOLKOWSKIA, A.; NELSON, P. F. Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 223–228, 2011.

HOUBEN, D.; EVRARD, L.; SONNET, P. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.). **Biomass and bioenergy**, p. 196–204, 2013.

IBARROLA, R.; EVAR, B.; REAY, D. **Comercialización de biocarbón (biochar) en México**: definición del contexto para un programa de investigación multidisciplinario. Universidad de Edimburgo, Jul. 2013.

ICIDCA. Manual de los derivados de la caña de azúcar. 3ª edición. Ciudad Habana, **ICIDCA**, 2000. 485p.

INGUANZO, M.; DOMÍNGUEZ, A.; MENÉNDEZ, J. A.; BLANCO, C. G.; PIS, J. J. On the pyrolysis of sewage sludge: the influence of pyrolysis conditions on solid, liquid and gas fractions. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 63, p. 209–222, 2002.

KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in Soils and Plants**. 3. ed. CRC Press, 2001. 432 p.

KAWAMOTO, K., ISHIMARU, K., IMAMURA, Y. Reactivity of wood charcoal with ozone. **Journal of Wood Science**, n. 5, p. 66–72, 2005.

KIMETU, J.M.; LEHMANN, J. Stability and stabilisation of biochar and green manure in soil with different organic carbon contents. **Australian Journal of Soil Research**, n. 48, p. 577–585, 2010.

KIRKBY, E. A.; RÖMHELD, V. **Micronutrientes na fisiologia de plantas: Funções, absorção e mobilidade**. **International Plant Nutrition Institute**, jun. 2007. (Encarte técnico. Informações Agronômicas, n. 118)

KNICKER, H. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. **Biogeochemistry**, n. 85, p. 91–118, 2007.

LEE, Y.; PARK, J.; RYU, C.; GANG, K. S; YANG, W.; PARK, Y. K.; JUNG, J.; HYUN, S. Comparison of biochar properties from biomass

residues produced by slow pyrolysis at 500 °C. **Bioresource Technology**, n. 148. p. 196-201, 2013.

LEE, E. **Caraterização do lodo proveniente de estação de tratamento e esgoto ETE e estudo sobre seu potencial energético**. Instituto Brasileiro de estudos ambientais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2., 2011. **Anais...** 2011.

LEHMANN, J.; GAUNT, J.; RONDON, M. Bio-char sequestration in terrestrial Ecosystems: a review. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change. **Springer**, n. 11, p. 403–427, 2006.

LEHMANN, J.; SILVA, JR., J. P. da; STEINER, C.; NEHLS, T.; ZECH, W.; GLASER, B. Nutrient availability and leaching in an archaeological Anthrosol and a Ferralsol of the Central Amazon basin: fertilizer, manure and charcoal amendments. **Plant Soil**, n. 249. p. 343-357, 2003.

LEHMANN, J.; JOSEPH, S. **Biochar for Environmental Management: Science and Technology**. Earthscan, London & Sterling, VA., 2009. 416 p.

LIMA, L. B. de. **Desempenho agrônômico da soja, fertilidade e dinâmica da matéria orgânica em solo sob aplicação de biochar no cerrado brasileiro**. 2014. 78 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.

LUKASKI, H. C. Magnesium, zinc, and chromium nutriture and physical activity. **The American Journal of clinical nutrition**, 2000.

MACHADO M. F. S. **A situação brasileira dos biosólido**. 2001. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, São Paulo, 2001.

MADARI, B.E.; FERREIRA, T. J.; NOVOTNY, E. H.; BASTOS, D. M.; NETO, L. M.; MELO, V. de; COELHO, M. R.; SANTOS, G.A. **Matéria orgânica dos solos antrópicos da Amazônia (terra preta de índio): suas características e papel na sustentabilidade da fertilidade do solo**. 2009. (Embrapa instrumentação).

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319 p.

MANGRICH, A.S.; MAIA, C. M. B. F.; NOVOTNY, E. H. Biocarvão as terras pretas de índios e o sequestro de carbono. **Ciência Hoje**, v. 47, n. 281, p. 48-52, Maio 2011.

MARQUES, L. F.; MEDEIROS, D. C. de; COUTINHO, O. de L.; MARQUES, L. F.; MEDEIROS, C. B.; VALE, L. S. do. Produção e qualidade da beterraba em função da adubação com esterco bovino. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Porto Alegre, v.5, n. 1, p. 24-31, 2010.

MÉNDEZ, A.; GÓMEZ, A.; PAZ-FERREIRO, J.; GASCÓ, G. Effects of sewage sludge biochar on plant metal availability after application to a Mediterranean soil. **Chemospheren**, 89, p. 1354–1359, 2012.

MIRANDA, N de O.; COSTA, M. E. da; FRANÇA, F. D. de; PLAMPLONA, J. P. LIMA, J. P. M. ANCHIETA, O. F. A. **Granulometria do biochar influenciando retenção de água e nutrientes em três solos da Chapada do Apodi-RN**. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 25., 2015. **Anais...** Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, SE.

MURUAIS, J. **La incineración como recuperación de energía como técnica de gestión de residuos**. Asociación Empresarial Valorización Energética R. S. U. (AEVERSU). 2005. 31 p.

NORVERTO, C. A. **La fijación de CO₂ en plantaciones forestales y en productos de madera en Argentina**. In: CONGRESO FORESTAL MUNDIAL, 12., 2003. **Anais...** Quebec City, Canada, 2003.

NOVOTNY, E. H.; FREITAS, C.M. B. de; MELO, M. T. de; MADARI, B. E. Biochar: Pyrogenic Carbon For Agricultural Use: a critical review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 39, p. 321-344, 2015.

PEDROSO, R. **Determinação do teor de ferro de beterrabas adubadas com dois tratamentos diferenciados: orgânico e convencional**. 2011. 37 f. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Paraná, 2011.

PEDROZA, M. M.; VIEIRA, G. E. G.; SOUSA, J. F. de; de CASTILHO PICKLER, A. LEAL, E. R. M.; da CRUZ MILHOMEN, C. **Produção e tratamento de lodo de esgoto: uma revisão**. **Revista Liberato**, v. 11, n. 16, p. 147-156, 2010.

PNUMA. TUNZA: El suelo un elemento olvidado. **Revista para jóvenes**. 2011. Disponível em: <<http://www.unep.org/Publications/contents/Tunza.asp>>. Acesso em: 2 fev. 2016.

PRIMO, D. C.; MENEZES, R. S. C.; SILVA, T. O. da. Substâncias húmicas da matéria orgânica do solo: uma revisão de técnicas analíticas e estudos no nordeste brasileiro. **Scientia Plena**, v.7, n. 5, p. 1-13, 2011.

REHRAH, D.; REDDYEM, R.; NOVAKD, J.M.; BANSODEB, R.R.; SCHIMMELF, K. A.; YUC, J.; WATTSD, D.W.; AHMEDNAA, M. Production and characterization of biochars from agricultural by-products for use in soil quality enhancement. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, n. 108, p. 301–309, 2014.

REZENDE, E. I. P.; ANGELO, L. C.; SANTOS, S. S. dos; MANGRICH, A. S. Biocarvão (Biochar) e Sequestro de Carbono. **Revista Virtual de Química**, v. 3, n. 5, p. 426-433, 2011. Disponível em: <<http://www.uff.br/rvq>>. Acesso em: 12 jun. 2016.

REZENDE, M. E. **Produção de carvão vegetal**: importância do conhecimento fundamental. In: SEMINÁRIO PRÁTICA, LOGÍSTICA, GERENCIAMENTO E ESTRATÉGIAS PARA O SUCESSO DA CONVERSÃO DA MATÉRIA LENHOSA EM CARVÃO VEGETAL PARA USO NA METALURGIA E INDÚSTRIA. Curso fundamentos e práticas da carbonização da biomassa. 2006, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte, 2006.

RONDON, M. A.; RAMIREZ, J. A.; LEHMANN, J. Greenhouse gas emissions decrease with charcoal additions to tropical soils. In: PROCEEDINGS OF THE 3RD USDA SYMPOSIUM ON GREENHOUSE GASES & CARBON SEQUESTRATION IN AGRICULTURE AND FORESTRY. 2005. **Anais...** 2005. p. 208.

ROSA, J. M. DE LA; PANEQUE M. MILLER A.Z.; KNICKER H. Relating physical and chemical properties of four different biochars and their application rate to biomass production of *Lolium perenne* on a Calcic Cambisol during a pot experiment of 79 days. **Science of the Total Environment**, n. 499, p. 175–184, 2014.

SANTOS, A. O. dos. **Produção de olerícolas (alface, beterraba e cenoura) sob manejo orgânico nos sistemas Mandalla e Convencional**. 2010. 93 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Programa de Pós-graduação em Agronomia, Vitória da Conquista, 2010.

SAMPAIO, R. A; GUIVARA, L.; FERNANDES, L.; COSTA, C. A. da; OLIVEIRA, D. **Produção e concentração de metais pesados em plantas de beterraba adubadas com composto de lixo urbano**. Universidade Federal Rural Do Semi-Árido (UFERSA). *Revista Caatinga* (Mossoró, Brasil), 2008. v.21, n.5 (Número Especial), p.83-88.

SEDIYAMA, M.A.N; SANTOS, M.R.; VIDIGAL, S.M.; SALGADO, L.T. Produtividade e exportação de nutrientes em beterraba cultivada com cobertura morta e adubação orgânica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 15, n. 9, p. 883–889, 2011.

SINGH, B.P.; COWIE, A. L. Long-term influence of biochar on native organic carbon mineralization in a low-carbon clayey soil. **Scientific Reports**, v. 4, n. 3.687, p. 1-9, 2014.

SINGH, R. P.; TYAGI, V. V.; ALLENC, T.; HAKIMI IBRAHIM, M.; KOTHARI, R. An overview for exploring the possibilities of energy generation from municipal solid waste (MSW) in Indian scenario. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4797 – 4808, 2011.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, n. 241, p.155–176, 2002.

SONG, X.D.; XUE, X.Y.; CHEN, D.Z.; HE, P.J.; DAI, X.H. Application of biochar from sewage sludge to plant cultivation: Influence of pyrolysis temperature and biochar-to-soil ratio on yield and heavy metal accumulation. **Science Direct - Chemosphere**, n. 109, p. 213–220, 2014.

SONG, W.; GUO, M. Quality variations of poultry litter biochar generated at different pyrolysis temperatures. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, n. 94, p. 138-145, 2012.

SOUSA, A. A. T. C. de. **Biochar de lodo de esgoto: efeitos no solo e na planta no cultivo de rabanete**. 2015. 63 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de Brasília. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. Brasília, 2015.

STEINER, C. **Biochar prospects: carbon sequestration, nutrients cycle and energy generation**. 2010.

STEINER, C.; DAS, C. K.; MELEAR, N.; LAKLY, D. Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. **Journal of Environmental Quality**, v. 39, p. 1-7, 2010.

TIVELLI, S. W.; TRANI P. E. **Hortaliças: Beterraba (Beta vulgaris L.)**. Campinas: Instituto Agrônomo de Campinas; Centro de Horticultura, 2008.

TRUMBO, P.; YATES, A. A; SCHLICKE, S.; POOS, M. Dietary reference intakes: vitamin A, vitamin K, arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium, and zinc. **Journal of the American Dietetic Association**, v. 101, n.3, p. 294-301, 2001.

TRANI, P.E.; RAIJ, B. **Hortaliças**. In: Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo. RAIJ, B; CANTARELLA, H.;

QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. (Eds). 2. ed. rev. Campinas: IAC. 1997. p.157-164. (Boletim Técnico, 100).

TROEH, F. R.; THOMPSON, L. M. **Solos e fertilidade do solo**. 6. ed. São Paulo: Andrei, 2007. 718p. il.

UNITED NATIONS CONVENTION TO COMBAT DESERTIFICATION – UNCCD. Required policy actions to include carbon contained in soils including the use of biochar (charcoal) to replenish soil carbon pools, and restore soil fertility and sequester CO₂. In: CONVENTION (AWG-LCA 5). Bonn, Germany: mar./apr. 2009. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2008/smsn/igo/033.pdf>> Acesso em 17 maio 2015.

WAQAS, M.; KHAN, S.; QING, H.; REID, B. J.; CHAO, C. The effects of sewage sludge and sewage sludge biochar on PAHs and potentially toxic element bioaccumulation in *Cucumis sativa* L. **Chemosphere**, v. 105, p.53–61, 2014.